ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA

microbiologia generalis,
agrobiologica et technica

Vol. VIII No 1–2

1 9 5 9

COMMONWEALTH MYCOLOGICAL INSTITUTE
24 JUN 1960

PRZEPISY AUTORSKIE

Jako materiał publikacyjny mogą być nadsyłane rozprawy i komunikaty dotyczące prac oryginalnych z dziedziny mikrobiologii ogólnej, rolniczej i przemysłowej, nigdzie dotychczas nie publikowane, a referowane uprzednio na posiedzeniu Oddziału Polskiego Towarzystwa Mikrobiologów lub innego towarzystwa naukowego. Czasopismo zamieszcza również referaty przeglądowe.

Jednostronne maszynopisy o podwójnych odstępach, z marginesem 4 cm należy przesyłać w 2 egz. na ręce sekretarza: Redakcja *„Acta Microbiologica Polonica"*, Wrocław, ul. Siemieńskiego 14/8.

Do prac pisanych po polsku należy dołączyć streszczenie rosyjskie, angielskie, francuskie lub niemieckie. Streszczenia powinny zawierać zasadnicze konkluzje pracy i nie powinny przekraczać 15% tekstu. Prace w obcym języku (rosyjski, angielski, francuski lub niemiecki) mogą być nadsyłane po uprzednim porozumieniu się z redakcją; należy do nich dołączyć streszczenie polskie. Każda praca powinna być zaopatrzona w tytuł w języku publikacji oraz streszczenia, nazwisko i inicjały autora (ów), nazwę i adres zakładu, w którym wykonano pracę.

Pożądany jest następujący układ prac: a) krótki wstęp, b) metody badania, c) wyniki, d) dyskusja i wnioski, e) krótkie streszczenie w języku polskim — nie więcej niż 3% tekstu, f) piśmiennictwo, g) streszczenie obcojęzyczne.

Prace należy ujmować treściwie, wstęp powinien zawierać tylko dane bezpośrednio odnoszące się do opracowanego tematu; metody należy opisać krótko: tam gdzie to możliwe powoływać się na oryginalne opisy metod.

Wyniki mogą być ilustrowane tablicami i wykresami, należy jednak unikać tablic i wykresów dla przedstawienia tych samych danych. Wykresy i tablice powinny być możliwie przejrzyste i nieskomplikowane i ilustrować zasadnicze, istotne wyniki. Rysunki i wykresy można dostarczać w czytelnych szkicach ołówkowych na brystolu, każdy na oddzielnej kartce, zaopatrzonej na odwrocie w wypisane ołówkiem: tytuł pracy, nazwisko autora oraz numer rysunku lub wykresu. Objaśnienia do rysunków i wykresów należy dołączyć na osobnej kartce z wyraźnym zaznaczeniem numeru rysunku (wykresu). W objaśnieniach należy podawać skalę lub wielokrotność powiększenia. Fotografie powinny być kontrastowe, na matowym papierze. Ilość tablic i rysunków musi być ograniczona do minimum.

W maszynopisie należy zaznaczyć miejsce, w którym ma być umieszczony rysunek (wykres, fotografia).

Przy powoływaniu się na piśmiennictwo należy podać nazwiska autorów i rok publikacji, np. Prażmowski (1879) lub (Prażmowski 1879). Jeżeli praca cytuje więcej niż jedną publikację danego autora z tego samego roku, należy to uwidocznić dodając małe litery (np. 1887 a, 1887 b itd.).

Wykaz cytowanych prac (piśmiennictwo) powinien być sporządzony w układzie alfabetycznym i powinien zawierać następujące elementy: nazwisko i inicjały autora (ów), kropka, rok, kropka, tytuł pracy, nazwa czasopisma w przyjętych skrótach, tom (ewentualnie zeszyt), stronica czasopisma; w wypadku cytowania książki: nazwisko i inicjały autora (ów), rok wydania, tytuł książki, wydanie, miejsce i wydawca, ewentualnie stronica tekstu.

W tekście i tablicach należy stosować przyjęte skróty, np. ml — a nie ccm, g — a nie gr, 100° — a nie 100°C, M — molarny, N — normalny itd.

Przy opisie roztworów należy rozróżnić „%" — g na 100 g roztworu, „% objętościowy" — ml na 100 ml roztworu, „stężenie procentowe" — g na 100 ml rozpuszczalnika.

Nazwy drobnoustrojów należy podawać w brzmieniu łacińskim, przy pierwszym wzmiankowaniu — w pełnym brzmieniu. Dopuszczalne jest również jednoczesne podawanie przyjętych ogólnie nazw polskich. W dalszym tekście nazwy rodzajowe (nie gatunkowe) należy skracać lub podawać tylko nazwy polskie.

Autor otrzymuje 25 odbitek bezpłatnie; o dodatkowe odbitki autor może zwrócić się do redakcji przy składaniu maszynopisu.

Członkowie Polskiego Towarzystwa Mikrobiologów otrzymują „Acta" bezpłatnie, po przekazaniu dodatkowej składki rocznej w wysokości 70,— zł do Sekcji Mikrobiologii Ogólnej PTM (adres: Redakcja *„Acta Microbiologica Polonica"*, Wrocław, ul. Siemieńskiego 14, m. 8).

POLSKIE TOWARZYSTWO MIKROBIOLOGÓW
SEKCJA MIKROBIOLOGII OGÓLNEJ, ROLNICZEJ I PRZEMYSŁOWEJ

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA

microbiologia generalis,
agrobiologica et technica

Vol. VIII No 1 – 2

1959
PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE

RADA REDAKCYJNA

Przewodniczący: Jadwiga Ziemięcka, członek rzeczywisty PAN — Lublin, Kazimierz Bassalik, członek rzeczywisty PAN — Warszawa, Józef Heller, członek-korespondent PAN — Warszawa, Jadwiga Jakubowska — Łódź, Aniela Kozłowska — Kraków, Władysław Kunicki-Golfinger — Wrocław, Eugeniusz Pijanowski, członek-korespondent PAN — Warszawa, Feliks Przesmycki — Warszawa

KOMITET REDAKCYJNY

Redaktor naczelny — Władysław Kunicki-Goldfinger
Dział rolny — J. Gołębiowska, Poznań
Dział przemysłowy — J. Jakubowska, Łódź

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
ODDZIAŁ WROCŁAWSKI

Nakład 1105+145 egz.	Oddano do składania 1. VI. 1959 r.
Ark. wyd. 16,75 druk. 14,25	Podpisano do druku 15. XII. 1959 r.
Pap. druk. sat. kl. III, 80 g, 70×100	Druk ukończono w grudniu 1959 r.
Cena zł 50,—	Zam. nr 117/59 L-11

WROCŁAWSKA DRUKARNIA NAUKOWA

SPRAWOZDANIE
z Konferencji Komitetu Mikrobiologicznego PAN:

„MIKROBIOLOGIA ŚCIEKÓW I WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZANIECZYSZCZONYCH ŚCIEKAMI"

Warszawa, dnia 13 i 14 grudnia 1957 r.

PROCEEDINGS
of the Symposium of the Microbiological Committee
of the Polish Academy of Science on

„MICROBIOLOGY OF SEWAGE AND WATER POLLUTED WITH SEWAGE"

Warszawa, the 13th and 14th December 1957.

WSTĘP

Wiele krajów zagrożonych jest brakiem wody. Kraje lub tereny niezbyt uprzemysłowione, o przeciętnym zaludnieniu, na ogół mają mniejsze trudności ze zdobywaniem wody do picia, dla celów przemysłowych i rolniczych. Trudności takie narastają w miarę wzrostu uprzemysłowienia i związanego z tym wzrostu zaludnienia.

Występują one wyraźniej, gdy cieki wodne są niewielkie lub niedostatecznie oczyszcza się ścieki miejskie, a głównie przemysłowe.

Również w Polsce coraz to nowe obszary są zagrożone deficytem wody. Każde zwiększone zapotrzebowanie musi wywołać deficyt wody, który odbije się niekorzystnie, wprowadzając zaburzenia w równowadze biocenotycznej kraju i samej wody. Wskutek rozwoju miast i przemysłu w Polsce następuje coraz silniejsze zanieczyszczenie wód, zwłaszcza powierzchniowych, ściekami. Wpływając różnymi zabiegami nie tylko na ilość wody, lecz także na jej jakość, musimy zdawać sobie sprawę, że nie można tego robić w sposób dowolny. Istnieją bowiem pewne granice, których nie można przekroczyć. Należy więc poznać wszystkie zmiany, jakie przez to zachodzą w wodzie, nie tylko zmiany w ujęciu statycznym, lecz przede wszystkim dynamicznym, nie tylko z punktu widzenia fizjograficznego, lecz głównie ekologicznego.

Zmieniając stosunki wodne, wywołujemy łańcuch daleko idących przemian w zespołach organizmów wodnych. Zachwianie równowagi biocenotycznej wody jako biotopu musi się zemścić, wywołując dalsze, niejednokrotnie zupełnie nie przewidziane przyczyny i skutki. Mogą one prowadzić do szkód i strat przyrodniczych i ekonomicznych, tym bardziej, gdy są to zmiany nie koordynowane i co najważniejsze — nie zamierzone.

Niedostateczne realizowanie budowy odpowiednich urządzeń do oczyszczania ścieków miejskich i przemysłowych już obecnie zaczyna hamować

Materiały Konferencji zostały przygotowane do druku przez prof. dr J. Gołębiowską i prof. J. Palucha, za co Redakcja składa Im gorące podziękowanie.

dalszy rozwój przemysłu zagrożonego brakiem odpowiedniej ilości i jakości wody. Grozi to poważnymi konsekwencjami ze względu na zdrowie ludności, a także w sposób nad wyraz ujemny wpływa na przyrodę.

Po długotrwałych dyskusjach i przygotowaniach prowadzonych od roku 1954 postanowiono w tym celu zwołać konferencję naukową z udziałem fachowców wszystkich zainteresowanych specjalizacji. Celem konferencji miało być ustalenie stopnia i zakresu zanieczyszczenia wód powierzchniowych oraz określenie zadań, które z punktu widzenia mikrobiologii powinno się wykonać, aby zmniejszyć stan zagrożenia wód. Należało się także zorientować, czy dysponujemy odpowiednią do tych zamierzeń kadrą fachowców, oraz omówić wyniki prac badawczych, przeprowadzonych w latach powojennych w Polsce w zakresie mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami. Nie ulega bowiem wątpliwości, że populacje drobnoustrojów i ich procesy przemiany materii odgrywają zasadniczą rolę przy samooczyszczaniu się wód i biologicznym oczyszczaniu ścieków.

W celu zorganizowania konferencji, Komitet Mikrobiologiczny PAN powołał Komitet Organizacyjny w składzie:

K. Bassalik — przewodniczący, L. Bożko, W. Dobrzański — sekretarz, J. Jakubowska, A. Joszt, J. Just, K. Kluczycki, R. Pakuła, J. Paluch, Z. Rudolf, E. Zaczyński.

Konferencję naukową w zakresie mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami postanowiono zwołać na dzień 13 i 14 grudnia 1957 r. w Warszawie. Ustalono, że program Konferencji obejmie w części wprowadzającej referaty przeglądowe o stanie badań naukowych w Polsce nad mikrobiologią ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami i o badaniach hydrobiologicznych wód powierzchniowych oraz ich związku z mikrobiologią. W dalszej części postanowiono omówić w trzech działach Konferencji: zagadnienia metodyczno-kontrolne, wyniki badań kontrolnych oraz zagadnienia technologiczne mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami. W każdym dziale miał być wygłoszony referat przeglądowy zgodny z jego tematyką, a następnie związane z tym doniesienia z prac oryginalnych i dyskusja. Konferencję miało zakończyć podsumowanie wyników.

Konferencja odbyła się według ustalonego programu. Uzyskano przegląd dający możność stwierdzenia, że stan zagrożenia wód powierzchniowych w Polsce jest poważny. W wypadku, gdy nie przystąpi się natychmiast do skoordynowanej wszechstronnej akcji oczyszczania ścieków i ochrony wód przed zanieczyszczeniem, w krótkim czasie może być za późno, nastąpi bowiem katastrofalny brak odpowiedniej jakości i ilości wody do picia, dla celów gospodarczych, przemysłowych i innych.

Z tego powodu możliwie najszybciej należy przystąpić do skoordynowanej i wszechstronnej akcji dla poprawienia stanu rzeczy. Wiele zagadnień w obrębie tego problemu powinno stać się przedmiotem badań zainteresowanych mikrobiologów, ponieważ dotychczasowy dorobek może służyć tylko jako wstępna, cenna podstawa do szerzej zakrojonych prac. Optymistycznie nastraja to, że dotychczas osiągnięte wyniki są zasługą również i młodej kadry naukowej.

Konferencja ta była pierwszym po ostatniej wojnie spotkaniem prawie wszystkich, głównie młodych pracowników naukowych zajmujących się problemem wód i ścieków, ze specjalnym uwzględnieniem strony mikrobiologicznej tego problemu. Bardziej szczegółowe wnioski, jakie wysnuto na podstawie obrad Konferencji, zebrane są w podsumowaniu obrad przedstawionym na zakończenie dyskusji.

Komitet Organizacyjny Konferencji na tym miejscu pozwala sobie złożyć podziękowanie wszystkim, którzy przyczynili się do realizacji tej Konferencji. Przede wszystkim dziękuje Wydziałowi II Nauk Biologicznych Polskiej Akademii Nauk za życzliwe i pełne zrozumienia poparcie zamierzeń i pokrycie kosztów Konferencji. Komitet Organizacyjny dziękuje także wszystkim Referentom za wnikliwe opracowanie referatów, Autorom doniesień za ich zgłoszenie i wygłoszenie, a licznym uczestnikom obrad i dyskutantom za udział w Konferencji. Komitet Organizacyjny kieruje w stosunku do młodych pracowników nauki szczególne słowa zachęty do dalszej owocnej pracy w dziedzinie mikrobiologii wód i ścieków, dziedzinie tak ważnej dla Kraju z punktu widzenia przyrodniczego, zdrowotnego i gospodarczego.

Za Komitet Organizacyjny Konferencji

K. Bassalik, W. T. Dobrzański, J. Paluch

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 7-20

J. Just, I. Cabejszek i *S. Ziemińska*

STAN BADAŃ NAUKOWYCH NAD MIKROBIOLOGIĄ ŚCIEKÓW I WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZANIECZYSZCZONYCH ŚCIEKAMI

Z Zakładu Higieny Komunalnej PZH w Warszawie

WSTĘP

Naturalne zbiorniki wód powierzchniowych należą do podstawowych elementów przyrody i w życiu oraz gospodarce człowieka odgrywają bardzo wielką rolę. Człowiek korzysta z wód powierzchniowych zarówno w ich naturalnym cyklu hydrologicznym jako szlaków komunikacyjnych, terenów hodowlanych, sportowych i wypoczynkowych, jak też przez włączenie do tego cyklu hydrologicznego swego cyklu gospodarczego, pobierając wodę z naturalnych zbiorników do celów zaopatrzenia ludności oraz przemysłu i oddając ją w postaci zużytej — ścieków.

Intensywna rozbudowa osiedli ludzkich i powstawanie nowych gałęzi przemysłu zwiększają z jednej strony wzrost zapotrzebowania na wodę, z drugiej zaś strony konieczność odprowadzania coraz to większych ilości ścieków. Zmusza to do poszukiwania takich rozwiązań, które by umożliwiły wykorzystanie naturalnych zbiorników wód powierzchniowych i jako źródeł wody, i jako odbiorników ścieków.

Jak wiemy, są dwie drogi wiodące do tego celu: 1) zachowanie odpowiednich warunków przy stwarzaniu cyklu gospodarczego, a w szczególności przy odprowadzaniu ścieków do wód powierzchniowych, 2) umiejętne wykorzystywanie procesów samooczyszczania wód powierzchniowych w ich naturalnym cyklu hydrologicznym.

W celu racjonalnego wykorzystania elementów tych w gospodarce wodami powierzchniowymi konieczne jest poznanie z jednej strony właściwości ścieków i sposobów zmniejszania ich ujemnego wpływu na odbiornik, z drugiej zaś strony poznanie zjawisk i przemian zachodzących w wodach powierzchniowych pod wpływem zanieczyszczenia ściekami.

Zjawiska te i przemiany mogą być natury fizyko-chemicznej i biologicznej. Badania kompleksowe zjawisk tych i przemian w wodach po-

wierzchniowych i ściekach mogą dać pełny obraz współzależności tych dwóch środowisk oraz podstawy do zapobiegania lub rozwiązywania trudności, jakie powstają przy wykorzystywaniu naturalnych zbiorników jako źródeł wody i odbiorników ścieków.

Obecna konferencja poświęcona jest omawianiu zjawisk i przemian mikrobiologicznych, występujących w ściekach i wodach powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami. Celem naszego referatu jest przedstawienie stanu badań naukowych w zakresie mikrobiologii ścieków i wód zanieczyszczonych ściekami w Polsce.

OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA BADAŃ NAUKOWYCH ZA GRANICĄ

W celu otrzymania pełniejszego obrazu znaczenia badań naukowych w dziedzinie mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami, spróbujemy scharakteryzować krótko nowsze kierunki badań w tej dziedzinie za granicą.

Badania mikrobiologiczne ścieków prowadzi się za granicą w dwóch zasadniczych kierunkach. Pierwszy dotyczy poznania składu i metabolizmu mikroflory ściekowej, przy czym w ostatnich latach na pierwszy plan wysuwają się badania nad drobnoustrojami chorobotwórczymi, zarówno bakteriami jak i wirusami w ściekach. Badania takie prowadzi się w szerokim zakresie, obejmującym nie tylko wskaźnikowe drobnoustroje jelitowe, lecz również jelitowe bakterie chorobotwórcze: *Shigella, Salmonella* (Wang, Dunlop i De Boer 1956), prątki gruźlicy (Greenberg i Kupka 1957), laseczki wąglika (Heicken 1956) oraz wirusy — *Poliomyelitis, Hepatitis* i *Coxsackie* (Clarke, Stevenson i Kabler 1956).

Drugi kierunek badań dotyczy procesów biologicznego oczyszczania ścieków za pomocą osadu czynnego i złóż biologicznych. Badania te mają na celu poznanie mikroflory tych procesów (McKinney, Gram 1956, Wilson 1957), jej roli w procesie oczyszczania ścieków (Barden i Isaac 1957, Coulter i współpracownicy 1956, Dryden i współpracownicy 1956, Jeffer 1956, Pasveer 1955, 1956, Souther i Alspaugh 1956, Taylor i współpracownicy 1956) i metabolizmu (Mc Kinney i współpracownicy 1956).

Ponadto prowadzi się również badania nad dezynfekcją ścieków ze szpitali zakaźnych, ze szczególnym zwróceniem uwagi na zachowanie się prątka gruźlicy w różnych warunkach procesu dezynfekcji (Love i współpracownicy 1956, Symons 1956).

Badania w zakresie mikrobiologii wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami poświęcone są przede wszystkim określeniu ich stanu higieniczno-sanitarnego. Jak wiadomo, stan ten określano dotychczas za pomocą

takich wskaźników bakteriologicznych jak bakterie grupy *coli*, enterokoki, *Clostridium perfringens* i bakteriofagi. Celem tych badań jest zarówno ustalenie rzeczywistych wartości wskaźnikowych tych grup mikroorganizmów (Greenberg 1946, Orlob 1956, Peso i Mignone 1955, Ritter i współpracownicy 1956, Ware i Mellon 1956, Willis 1956a, b), jak i opracowanie odpowiednich metod ich wykrywania (Dardanoni 1955, Dianowa i Woroszyłowa 1955, Emmenegger 1955, Gunther i Fisher 1956, Levine i współpracownicy 1956a, b). Na szczególną uwagę zasługują ostatnie publikacje dotyczące badań nad zastosowaniem sączków membranowych oraz pasków bibułowych w badaniach mikrobiologicznych wody i ścieków (Eliasen 1955, Enslow 1956, Hirsch 1956, Hope i Neill 1956, Rawn i Bowerman 1956).

Bada się rolę wód powierzchniowych w przenoszeniu niektórych chorób zakaźnych, jak np. wirusowej żółtaczki zakaźnej (Das i współpracownicy 1956, Peczenik i współpracownicy 1956), leptospirozy (Smith i Self 1955), gruźlicy (Greenberg i Kupka 1957, Heukelekian i Albanese 1956).

Kontynuuje się również badania nad metabolizmem drobnoustrojów w procesie samooczyszczania wód powierzchniowych (Davis 1956, Nickerson 1956).

Poza omówionymi już badaniami ścieków i wód powierzchniowych warto wspomnieć o badaniach nad otrzymywaniem ze ścieków witaminu B_{12} jako produktu metabolizmu drobnoustrojów (Rabek i współpracownicy 1956).

Krótki ten przegląd dotyczy jedynie ostatnich lat. Na podstawie dostępnej nam literatury możemy sądzić, że badania te są najszerzej rozwinięte w USA, w Anglii i Niemieckiej Republice Federalnej.

STAN BADAŃ W POLSCE

Przegląd prac w zakresie mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami obejmuje okres powojenny. Należy stwierdzić, że ocena dotychczasowego dorobku nauki i praktyki polskiej w tej dziedzinie nie jest sprawą prostą i łatwą. Trudność, między innymi, wynika stąd, że jest to pierwsza próba zebrania i uszeregowania materiałów w tej dziedzinie badań. W celu uzyskania możliwie pełnego obrazu dotychczasowego dorobku w omawianej dziedzinie zastosowano system ankietowy. Na 120 ankiet rozesłanych do instytutów naukowych i katedr wyższych uczelni, otrzymano 43 odpowiedzi (35,7%), z których wynika, że 29 placówek przeprowadza lub planuje badania nad mikrobiologią ścieków i wód powierzchniowych (66%), z tego 17 placówek ma pewien dorobek

w tej dziedzinie, zaś pozostałych 12 to placówki nowe. W 17 ośrodkach wykonano ogółem 67 prac z omawianego zakresu, z czego opublikowano 56 prac (pozostałych 11 znajduje się w rękopisie). Ze względu na bardzo różny charakter tych prac omówiono je w 5 grupach, a mianowicie:

prace o charakterze ogólnym	8
prace metodyczne	3
prace terenowo-rozpoznawcze	23
prace technologiczne	15
podręczniki, referaty itp.	7

Omówimy też ciekawsze spośród 11 prac nie opublikowanych.

1. Prace o charakterze ogólnym. Do tej grupy zaliczyliśmy prace nie związane z jakimś określonym terenem czy metodą pracy, lecz poświęcone wyjaśnieniu ogólnych zjawisk fizjologicznych, biochemicznych itp.

Prace tego rodzaju były wykonywane przede wszystkim przez Instytut Medycyny Morskiej w Gdańsku, jak również przez Zakład Higieny Komunalnej PZH w Warszawie, Zakład Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych, Katedrę Technologii Wody i Ścieków oraz Katedrę Techniki Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach oraz przez Zakład Biologii Stawów PAN w Krakowie.

Prace Instytutu Medycyny Morskiej obejmują głównie zagadnienia dotyczące zachowania się bakterii chorobotwórczych z rodzaju *Salmonella* w wodzie morskiej (Stryszak 1945), zachowania się w środowisku wodnym bakteriofaga anty-*Vi* i jego znaczenia jako wskaźnika kałowego zanieczyszczenia wody powierzchniowej (Emilianowicz 1952, Georgiades 1952). Ponadto jedna z prac tego ośrodka poświęcona jest badaniom zależności wzrostu *E. coli* na selektywnym podłożu od środowiska wodnego (Buczowska 1957).

Prace wykonane w Zakładzie Higieny Komunalnej PZH dotyczą oceny porównawczej drobnoustrojów z grupy *coli* i enterokoków, jako wskaźników zanieczyszczenia wód powierzchniowych ściekami (Małachowska i współpracownicy 1955, Ziemińska 1956).

Praca wspólna Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych oraz Katedry Techniki Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach stanowi próbę określenia dynamiki metabolizmu bakterii w wodzie powierzchniowej (Paluch i Dobrzański 1957). Podobny charakter ma również praca wykonana przez Zakład Biologii Stawów PAN w Krakowie (Matusiak i Rawski 1957).

2. Prace metodyczne. Prace nad metodą badania bakteriologicznego wody zanieczyszczonej prowadzi w Polsce Instytut Medycyny Morskiej. Celem ich jest usprawnienie metodyki badania wód, zarówno z punktu widzenia techniki badania (Buczowska 1955, Morzycka

i Wysoczyńska 1953), jak również rejestrowania wyników badań (Buczowska 1957).

3. Prace terenowo-rozpoznawcze. Do grupy tej zaszeregowano prace, których głównym celem jest poznanie stanu sanitarnego wybranych zbiorników wodnych, zanieczyszczonych ściekami.

Tego rodzaju badania bakteriologiczne stanowią większość dotychczas wykonywanych prac. Charakteryzując prace te najogólniej, można powiedzieć, że najczęściej ograniczają się one do ustalenia najprostszych wskaźników bakteriologicznych zanieczyszczenia wody, a mianowicie do określenia miana *coli* i do ogólnej liczby kolonii bakterii wyhodowanych na żelatynie i na agarze w ustalonych warunkach czasu i temperatury. Zazwyczaj badania takie stanowią uzupełnienie badań fizyko-chemicznych i hydrobiologicznych. Badania tego rodzaju prowadzone są od dawna i należy tu wspomnieć, jako jedną z pierwszych w Polsce, pracę Przyłęckiego (1932)*. W okresie późniejszym najwięcej prac tego rodzaju opublikowały zakłady badawcze:

a) Zakład Higieny Komunalnej PZH badał stan bakteriologiczny rzeki Wisły w cyklu rocznym na odcinku od Góry Kalwarii do Płocka oraz dopływów Wisły — rzek Kamiennej, Pilicy, Bzury, Bugu i Narwi (Cabejszek i współpracownicy 1950, 1952, 1953, 1954, 1955, 1956, 1957 a i b).

b) Zakład Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych wraz z Katedrą Technologii Wody i Ścieków oraz Katedrą Techniki Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach prowadziły badania bakteriologiczne wód Górnej Wisły (Paluch i współpracownicy 1956 a i b) oraz zbiorników zaporowych w Kozłowej Górze (Paluch i współpracownicy 1956 c i d) i w Goczałkowicach (Filipowicz i Jagielski 1957).

c) Instytut Medycyny Morskiej prowadził badania nad określeniem bakteriologicznego zanieczyszczenia wody morskiej w Zatoce Gdańskiej (Morzycki i Morzycka 1949, Morzycka 1952) oraz podobne badania Wisły na odcinku od Warszawy do ujścia rzeki do morza (Morzycki i współpracownicy 1953). Równolegle prowadzono badania nad występowaniem w Wiśle na tym odcinku bakteriofaga anty-*Vi*, w celu określenia jego znaczenia jako wskaźnika zanieczyszczenia kałowego wody (Morzycki i współpracownicy 1953).

d) Katedra Limnologii i Rybactwa Wyższej Szkoły Rolniczej we Wrocławiu opracowała wskaźniki bakteriologicznego zanieczyszczenia rzeki Pilicy, Wieprza i Niemna (Stangenberg 1951, 1957).

e) Centralna Stacja Doświadczalna Oczyszczania Ścieków „Kaskada"

* Prawdopodobnie najstarszą pracą, poświęconą badaniom bakteriologicznego zanieczyszczenia rzek w Polsce, jest praca Odona Bujwida, opublikowana w nrze 6 czasopisma „Zdrowie" w 1912 r.

Instytutu Gospodarki Komunalnej w Warszawie prowadziła badania nad zanieczyszczeniem Wisły w rejonie Warszawy, posługując się wskaźnikami zanieczyszczenia bakteriologicznego (Wysocka 1953, 1955, Wysocka i współpracownicy 1956).

f) Zakład Biologii Stawów PAN w Krakowie prowadził badania mikrobiologiczne stawów doświadczalnych w Landeku i Gołyszu (Matusiak 1954).

4. Prace technologiczne. Do tej grupy zaliczono prace, których głównym celem jest wykorzystanie zjawisk mikrobiologicznych do oczyszczania ścieków, bez głębszego jednak analizowania mikroflory. Do tej grupy zaliczono również prace nad niszczeniem mikroflory w ściekach za pomocą środków dezynfekcyjnych.

Prace mikrobiologiczne o charakterze technologicznym w najszerszej skali w Polsce prowadzone są przez Katedrę Technologii Wody i Ścieków, Katedrę Techniki Sanitarnej i Katedrę Biologii Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach. Badania te dotyczą następujących zagadnień:

rozkładu kwasów ligninosulfonowych (Joszt i współpracownicy 1956 a i b);

zastosowania naturalnych zespołów mikroflory przy oczyszczaniu i wykorzystywaniu ścieków przemysłowych, a w szczególności ścieków z produkcji celulozy, ścieków koksowniczych i z garbarni (Kluczycki 1955 a, b, c, 1956).

Instytut Naftowy w Krakowie prowadził również badania nad biologicznym oczyszczeniem ścieków powstających w rafineriach olejów mineralnych (Luchter, 1955, 1957 a i b).

Pewien dorobek w zakresie biologicznego oczyszczania ścieków zawierających fenole ma Instytut Chemii Ogólnej w Warszawie (Krygielowa i Kucharski 1956). Ponadto Katedra Technologii Rolnej Wyższej Szkoły Rolniczej w Lublinie wykonała szereg prac dotyczących wykorzystania ługów posiarczynowych do produkcji drożdży paszowych (Bujak 1952, 1953. Warteresiewicz 1957). Badania o podobnym charakterze prowadził również Instytut Włókienniczy w Łodzi (Jakubowska i współpracownicy 1953).

Bardzo skromny jest dotychczasowy zakres prac badawczych nad dezynfekcją ścieków. Dotychczas została opublikowana zaledwie jedna praca wykonana w Państwowym Zakładzie Higieny (Hermanowicz i Dożańska 1953), a jedna przygotowana do druku (Paluch i Kowalska 1957).

5. Podręczniki, referaty itp. Poza pracami badawczo-naukowymi, różne ośrodki mają pewien dorobek w postaci podręczników i skryptów oraz referatów wygłoszonych na różnych konferencjach i zjazdach (Luchter i Markiel 1957, Karaskiewicz i Markiel

1957, Przyłęcki 1928, 1942-1944. 1955. Smyk i Michalska 1953. Szniolis i Just 1936).

6. Prace nie opublikowane. Jakkolwiek założeniem naszego referatu było przedstawienie dotychczasowego stanu badań na podstawie prac opublikowanych, wiele instytucji nadesłało wykaz swych prac dotychczas nie opublikowanych. Są to przeważnie prace wykonane w latach 1956-1957, stanowiące najnowszy dorobek.

Spośród prac nie opublikowanych i nie zgłoszonych na konferencję, część stanowi dalsze opracowanie omawianych juz zagadnień, część zaś dotyczy nowych problemów, wskazując, że zainteresowania niektórych ośrodków badawczych ulegają rozszerzeniu. I tak na przykład:

a) Zakład Biologii Sanitarnej Politechniki Warszawskiej prowadzi badania nad fizjologią bakterii fermentacji metanowej i nad wpływem temperatury na proces fermentacji metanowej osadów ściekowych (Bożko, Buraczewski).

b) Katedra Biologii i Higieny Politechniki Wrocławskiej prowadziła badania dotyczące ekologii *Sphaerotilus natans* (Stangenberg).

c) Zakład Mikrobiologii Rolniczej Wyższej Szkoły Rolniczej w Krakowie opracowywał częściowo charakterystykę mikrobiologiczną ścieków z produkcji celulozy siarczynowej (Smyk i Różycki).

d) Badania nad rozmieszczeniem bakterii w ściekach w oczyszczalni ścieków w Gdańsku wykonał Zakład Badawczy Ochrony Wód przed Zanieczyszczeniem IGK w Gdańsku (Bitowt).

e) Zakład Higieny Komunalnej PZH ukończył następujące prace:

Badania porównawcze nad zastosowaniem metody fermentacyjnej, sączków membranowych i pasków bibułowych produkcji szwajcarskiej w sanitarnym badaniu ścieków i wody (Ziemińska);

Badania nad przydatnością bakteriofagów chorobotwórczych bakterii jelitowych jako wskaźnika zanieczyszczenia wody ściekami (Just i Ziemińska).

f) Katedra Techniki Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach zajmuje się badaniem mikroflory bakteryjnej wód powierzchniowych metodą obrastania szkiełek, zmian ilości bakterii w wodzie w ciągu doby oraz odkażaniem wody powierzchniowej przy użyciu ultradźwięków (Paluch, Paluch i Kowalska).

WNIOSKI

Zdajemy sobie sprawę z tego, że ten krótki przegląd nie może dać pełnego obrazu stanu mikrobiologicznych badań naukowych w Polsce nad ściekami i wodami powierzchniowymi, chociażby dlatego, że brak jest oceny poziomu naukowego dotychczasowego dorobku. Sądzimy jednak, że

podanie takiej oceny przekraczałoby zakres tego referatu, dlatego też ograniczyliśmy się do wstępnej „inwentaryzacji" dotychczasowego dorobku oraz do pobieżnego scharakteryzowania głównych kierunków badań nad mikrobiologią ścieków i wód powierzchniowych w Polsce.

Przegląd dotychczasowego dorobku nauki polskiej w tej dziedzinie upoważnia do następujących stwierdzeń i wniosków:

1. Liczbowo stan ten przedstawia się dość skromnie; opublikowano 56 prac, z czego większość to prace o charakterze terenowo-poznawczym, mające na celu ustalenie stanu sanitarnego wybranych zbiorników wodnych (23 prace) lub prace o charakterze technologicznym (15 prac).

Prace o charakterze koncepcyjnym, mające na celu wyjaśnienie procesów i zjawisk biologicznych, zachodzących w ściekach, jak również prace o charakterze metodycznym i epidemiologicznym, są dotychczas nieliczne.

2. Liczba placówek badawczych, których zadaniem jest prowadzenie badań w dziedzinie mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych w Polsce, jest, jak na nasze stosunki, dość pokaźna (28 placówek), jednakże kadry przygotowane do prowadzenia tego rodzaju badań, według naszego przekonania wynikającego z oceny dotychczasowego dorobku, nie są dostateczne.

3. Obecny stan badań naukowych w dziedzinie mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych w Polsce nie jest zadowalający. W celu podniesienia stanu badań na poziom odpowiadający wymaganiom nauki i potrzebom gospodarki wodnej w kraju należałoby:

a) stworzyć ośrodek koordynujący badania naukowe nad mikrobiologią wody, gleby i powietrza;

b) zorganizować nowe względnie zreformować niektóre już istniejące ośrodki badawcze;

c) zorganizować szkolenie kadr w dziedzinie mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami.

WYKAZ PIŚMIENNICTWA ZAGRANICZNEGO DOTYCZĄCEGO ŚCIEKÓW I WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZANIECZYSZCZONYCH ŚCIEKAMI

(za okres 1956 - 1957 r.)

Barden L., Isaac P. C. G., 1957: The effect of synthetic detergents on the biological stabilization of sewage. *Proc. Inst. Civil. Engineers*, **6: 371.**

Clarke N. A., Stevenson R. E., Kabler P. W., 1956: Survival of Coxsackie virus in water and sewage. *J. A. Water Wks. Assn.*, **48: 677.**

Cooke W. B., Moore W. A., Kabler P. W., 1956: B.O.D. satisfaction by fungi. *Sew. Ind. Wastes*, **29191: 1075.**

Coulter J. B., Sonedie S., Ettinger M. B., 1956: Preliminary studies on complete anaerobic sewage treatment. *J. San. Eng. Div. A. Soc. Civ. Engrs.*, **82: 1089.**

Dardanoni L., 1955: The value of acide medium for the isolation of enterococci from polluted and potable waters. *Nuovi Ann. d'Igenie e Microbiol.*, **6**: 180. (wg *Bull. Hyg.* **1956**; **31**: 310).

Das G. N., Viswanathan D. K., Modak N. V., Ramchandani C. V., 1956: Report of the Committee constitued for the purpose of enquiring as to how far the pollution of Jamuna Water during November 1955 was responsible for the outbreak of jaundice in Delhi in the subsequent two months. A special report Governement of India, Ministry of Health. *Publ. Health Eng. Abs.*, **36**: 15.

Davis J. B., 1956: Microbial decomposition of hydrocarbons. *Ind. Eng. Chem.*, **48**: 1444.

Dianowa E. W., Woroszyłowa A. A., 1955: Primienienije antibiotikow dla wydielenija patogennych bakterii kiszecznoj gruppy iz riecznoj wody i drugich obiektow. *Gigiena Sanit.*, **11**: 32.

Dryden F. E., Barret P. A., Kissinger J. C., Eckenfelder W. V., 1956: High-rate activated sludge treatment of fine chemical wastes. *Sew. Ind. Wastes*, **28**: 183.

Eliasen R., 1955: A realistic appraisal of membrane filters for water quality control. *Water, Sew. Wks.*, **102**: 523.

Emmenegger T., 1955: Comparative investigestions of tests for *Escherichia coli* in drinking and river water. *Mitt. Lebensm. Hyg.* Bern, **46**: 415.

Enslow L. H., 1956: The MF technique deserves full standard status. *Water, Sew. Wks.* **103**: 46.

Greenberg A. E., Kupka E., 1957: Tuberculosis transmission by waste waters a review. *Sew. Ind. Wastes*, **29**: 524.

Greenberg A. E., 1946: Survival of enteric organisms in sea water. *Publ. Health Repts.*, **71**: 77.

Gunther W. A., Fisher P., 1956: Usefulness of penicillin in media designed for bacteriological water analysis. *Publ. Health Lab.*, **14**: 5.

Heicken K., 1956: The desinfection of infectious sewage. *Zentr. Bakt.*, **165**: 156.

Heukelekian H., Albanese M., 1956: Enumeration and survival of human Tubercle bacilli in polluted waters. *Sew. Ind. Wastes*, **28**: 1094.

Hirsch A. A., 1956: Use of molecular filter membranes for water plant control test and clearance of new pipelines. *J. A. Water Wks. Assn.*, **48**: 1189.

Hope M. C., Neill A. H., 1956: The use of the membrane filter technique for testing water supplies in the field. *Publ. Health Repts.*, **71**: 1093.

Jeffer T., 1956: Recent advances in sludge digestion. *Water, Sew. Wks.*, **103**: 40.

Mc Kinney R. E., Tomlison H. D., Wilcox R. L., 1956: Metabolism of aromatic compounds by activated sludge. *Sew. Ind. Wastes*, **28**: 547.

Mc Kinney R. E., Gram A., 1956: Protozoa and activated sludge. *Sew. Ind. Wastes.*, **28**: 1219.

Levine G. V., Harrison V. R., Hess W., Gurney H. E., 1956: A radioisotopic technic for the rapid detection of coliform organisms. *A. J. Publ. Health*, **46**: 1405.

Levine G. V., Harrison V. R., Hess W. C., 1956: Preliminary report on a one-hour presumptive test for coliform organisms. *J. A. Water Wks. Assn.* **48**: 75.

Lowe H. J., Lacy W. J., Surkiewicz B. F., Jacger R. F., 1956: Destruction of microorganisms in water, sewage and sewage sludge by ionizing radiations. *J. A. Water Wks. Assn.*, **48**: 1363.

Orlob G. T., 1956: Viability of sewage bacteria in sea water. *Sew. Ind. Wastes*, **28:** 1147.

Nickerson J., 1956: Transformation of carbon compounds by microorganisms. *Ind. Eng. Chem.*, **48:** 1411.

Pasveer A., 1955: Untersuchungen über das Belebt Schlammverfahren für Reinigung von Abwasser. *Gesundheits Ing.*, **76:** 332.

Pasveer A., 1956: Research on activated sludge. VII. Efficiency of the diffused air system. *Sew. Ind. Wastes.*, **28:** 28.

Peczenik A., Duttweiler D. W., Moser R. H., 1956: An apparently water-borne outbreak of infectious hepatitis. *A. J. Publ. Health*, **46:** 1008.

Peso O. A., Mignone R. M., 1955: Determinacion del batteriofago como indice de contamination de aquas. *Rev. Obras. San. de la Nation*, **31:** 58 (wg *Bull. Hyg.* 1956, **31:** 58).

Rabek V. T., Kasik O., Sichova O., Stedne H., 1956: New members of the vitamin B12 group isolated from sewage sludge. *Biochem. Biophys. Acta*, **19:** 191.

Rawn A. M., Bowerman F. R., 1956: The membrane filter: advantages and disadvantages. *Water, Sew. Wks.*, **103:** 36.

Riter C., Shull I. F., Quinley, R. L., 1956: Comparison of coliform group organisms with enterococci from well water. *A. J. Publ. Health*, **46:** 612.

Shipe E. L. Jr., Fields A., 1956: Chelation as a method for maintaining the coliform index in water samples. *Publ. Health Repts.*, **71:** 974.

Smith D. J. W., Self H. R. M., 1955: Observations on the survival of *Leptospira australis* A. in soil and water. *J. Hyg.* (*Brit.*), **53:** 436.

Souther R., Alspaugh T., 1956: Biological treatment of mixtures of textile wastes and domestic sewage. *Sew. Ind. Wastes*, **28:** 166.

Symons G. E., 1956: Desinfection — Part I. Water borne disease, bacteria, desinfectans, *Water, Sew. Wks.*, **103:** 411.

Taylor R. L., Mathews E. R., Christenson C. W., 1956: Effects of high concentrations of nitrogen of activated sludge. *Sew. Ind. Wastes*, **28:** 177.

Wang W. L. L., Dunlop S. G., De Boer R. B., 1956: The survival of *Shigella* in sewage. An effect of sewage and fecal suspensions on *Shigella flexneri*. *Appl. Microbiol.*, **4:** 43.

Ware G. C., Mellon M. A., 1956: Some observations on the coli-coliphage relationship in sewage. *J. Hyg.* (*Brit.*), **54:** 99.

Willis A. T., 1956: Anaerobes in a city water supply. *J. Appl. Bact.*, **19:** 155.

Willis A. T., 1956: Anaerobes as an index of faecal pollution in water. *J. Appl. Bact.*, **19:** 105.

Wilson T. C., 1957: Intermittent sand filters and their biology. *Sew. Ind. Wastes*, **29:** 1.

WYKAZ PIŚMIENNICTWA KRAJOWEGO DOTYCZĄCEGO BADAŃ MIKROBIOLOGICZNYCH ŚCIEKÓW I WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZANIECZYSZCZONYCH ŚCIEKAMI

I. Prace o charakterze ogólnym

Buczowska Z., 1957: Zależność wzrostu *Esch. coli* na selektywnym podłożu od środowiska wodnego. *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **8:** 125.

Emilianowicz Wł., 1952: Żywotność bakteriofaga *anty-Vi* w naturalnych środowiskach wodnych w porównaniu z żywotnością homologicznych bakterii tyfusowych. *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **4:** 331.

Georgiades I., 1952: Badania nad wpływem biologicznego oczyszczania ścieków na zawarty w nich swoisty bakteriofag *anty-Vi*. *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **4:** 151.

Małachowska I., Ziemińska S., Szymanowska H., 1955: Zagadnienie pałeczek okrężnicy zmiennych w stosunku do laktozy i *Aerobacter aerogenes* w sanitarnym badaniu wody. *Roczn. PZH*, **2:** 149.

Matusiak K., Rawski W., 1957: Badania nad *Azotobacter* w stawach doświadczalnych w Landeku i Gołyszu. *Biul. Zakł. Biol. Stawów PAN*, **4:** 155.

Paluch J., Dobrzański R., 1957: Próby określenia dynamiki przemiany materii w wodzie powierzchniowego zbiornika wodnego. Część II. — Dobowe zmiany tlenu. *BZT*, CO_2, HCO_3, *pH*, ilości bakterii i planktonu. *Acta Microbiol. Polon.*, **5:** 181 (streszczenie) oraz **6:** 49.

Stryszak A., 1943, 1945: Zachowanie się drobnoustrojów grupy *Salmonella* w wodzie morskiej Zatoki Gdańskiej. *Biul. Inst. Med. Morskiej Tropik.*, **2:** 35, **2:** 213.

Ziemińska S., 1956: Porównawcze badania nad obecnością enterokoków i bakterii grupy *coli* w wodzie powierzchniowej. *Roczn. PZH*, **3:** 279.

II. Prace metodyczne

Buczowska Z., 1955: Różnicowanie *B. coli* na podłożu z taurocholanem sodu w temperaturze 44° jako próba wykazująca kałowe zanieczyszczanie wody. *Roczn. PZH*, **3:** 185.

Buczowska Z., 1957: Wskaźniki *coli* i bakteriologiczne normy sanitarne w badaniu wody. *Roczn. PZH*, **3:** 289.

Morzycka M., Wysoczyńska H., 1953: Porównanie metody fermentacyjnej i filtracyjnej oznaczania miana *coli* wody. *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **5:** 257.

III. Prace terenowo-rozpoznawcze

Cabejszek I., Włodek St., 1950: Stan higieniczno-sanitarny rzeki Kamiennej. *G. W. T. S.*, **10:** 356.

Cabejszek I., Malanowski Z., Włodek S., 1952: Zanieczyszczenie rzeki Bzury. *G. W. T. S.*, **6:** 162.

Cabejszek I., Koziorowski B., Malanowski Z., Włodek S., 1953: Stan zanieczyszczenia rzeki Pilicy. *G. W. T. S.*, **1:** 9.

Cabejszek I., Koziorowski B., Malanowski Z., Włodek S., 1954: Charakterystyka sanitarno-higieniczna rzeki Narwi. *G. W. T. S.*, **2:** 51.

Cabejszek I., Koziorowski B., Malanowski Z., Włodek S., 1955: Charakterystyka higieniczno-sanitarna rzeki Bugu. *G. W. T. S.*, **2:** 51.

Cabejszek I., Koziorowski B., Malanowski Z., Stanisławska J., 1956: Charakterystyka higieniczno-sanitarna rzeki Wisły na odcinku Góra Kalwaria—Warszawa. *G. W. T. S.*, **5:** 175.

Cabejszek I., Koziorowski B., Malanowski Z., Stanisławska J., 1957: Charakterystyka higieniczno-sanitarna rzeki Wisły na odcinku Warszawa—Płock. *G. W. T. S.*, **5:** 165.

Cabejszek I., Koziorowski B., Malanowski Z., Stanisławska J., 1957: Badania higieniczno-sanitarne rzeki Wisły w rejonie Warszawy. *Roczn. PHZ*, **4:** 325.

Filipowicz J., Jagielski A., 1957: Badanie mikrobiologiczne przeprowadzane na zbiorniku goczałkowickim i jego dopływach w 1956 roku. *Biul. PAN* (na prawach rękopisu), **8:** 107.

Matusiak K., 1954: Badanie mikrobiologiczne stawów doświadczalnych w Landeku i Gołyszu. *Ekologia Polska*, **2**: 247.

Morzycki J., Morzycka M., 1949: Zanieczyszczenie bakteriologiczne wody morskiej Zatoki Gdańskiej. *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **2**: 31.

Morzycka M., 1952: Badania nad sezonowymi wahaniami zanieczyszczenia wody morskiej Zatoki Gdańskiej. *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **1**: 158.

Morzycki J., Morzycka M., Georgiades I., 1952, 1953: Badania bakteriologiczne i bakteriofagowe Wisły na odcinku Warszawa—ujście. *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **4**: 393, *Biul. Inst. Med. Morskiej*, **5**: 225.

Paluch J., Szymkiewicz A., 1956: Stan bakteriologiczny źródlisk rzeki Wisły na zboczach Baraniej Góry. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 197.

Paluch J., Radecka S., Filipowicz J., 1956: Stan sanitarny gornego biegu Wisły i jej dopływów oraz terenu zalewu w Goczałkowicach. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 187.

Paluch J., Radecka S., Zdybiewska M., Filipowicz J., 1956: Charakterystyka mikrobiologiczna wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze, przeznaczonego dla celów wodociągowych. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 173.

Paluch J., Radecka S., Filipowicz J., Burmecha H., 1956: Stan bakteriologiczny wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze. *Biul. Zakł. Biol. Stawów PAN*, **3**: 85.

Przyłęcki K., 1932: Badanie chemiczno-bakteriologiczne i hydrobiologiczne rzeki Wisły na przestrzeni od Sandomierza do Grudziądza w roku 1932. *Med. Dośw. Społ.*

Stangenberg M., 1951: Stan chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wody rzeki Pilicy i Wieprza. *Wiad. Sł. Hydrol. Meteorol*, **2**: 305.

Stangenberg M., 1958: Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wody rzeki Niemen. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **4**: 67.

Wysocka H., 1953: Wyniki dotychczasowych badań wody Wisły w okolicach Warszawy. *Wiad. Sł. Hydrol. Meteorol.*, **4**: 105.

Wysocka H., 1955: Sanitarno-biologiczne badanie wody Wisły powyżej Warszawy. *G. W. T. S.*, **6**: 223.

Wysocka H., Tomaszewska M., Czyż K., Praszkiewicz A., 1956: O zanieczyszczeniu Wisły w okolicy Jabłonnej. *G. W. T. S.*, **9**: 359, **10**: 397.

IV. Prace technologiczne

Bujak S., 1952: Przydatność wycierki ziemniaczanej i ługów posulfitowych do produkcji drożdży paszowych. *Acta Microbiol. Polon.*, **1**: 65.

Bujak S., 1953: Wykorzystanie odpadów przemysłowych do produkcji białka paszowego. *Acta Microbiol. Polon.*, **2**: 208.

Hermanowicz W., Dożańska W., 1952: Badania nad dezynfekcją ścieków miejskich dawkami mniejszymi od zapotrzebowania chloru. *G. W. T. S.*, **9**: 255.

Jakubowska J., Morzycka J., Niemyski K., Bednarek Z., 1953: Otrzymywanie drożdży pastewnych na hydrolizatach z hydrolizy wstępnej drewna sosnowego metodą siarczynową. *Acta Microbiol. Polon.*, **2**: 177.

Joszt A., Gańczarczyk J., Taniewska B., 1956: Odbudowa kwasów lignino-sulfonowych metodą osadu czynnego. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 213.

Joszt A., Gańczarczyk J., 1956: Odbudowa kwasów lignino-sulfonowych w warunkach tlenowych rzeki. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 211.

Kluczycki K., 1956: Znaczenie doboru biocenoz swoistych dla oczyszczania i wykorzystania ściekow przemysłowych. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 214.
Kluczycki K., 1955: Biologiczne i kombinowane oczyszczanie ścieków po celulozie siarczynowej. Część I. Ścieki z bielarni celulozy. *Biul. Sesji Nauk. 10-lecia Polit. Śląskiej Gliwice*, 82.
Kluczycki K., 1955: Próby opracowania nowej metody biologicznego oczyszczania ścieków koksochemicznych. *Biul. Sesji Nauk. 10-lecia Polit. Śląskiej* Gliwice, 67.
Kluczycki K., Petrycka H., 1955: Próby biologicznego oczyszczania ścieków garbarskich. *Biul. Sesji Nauk. 10-lecia Polit. Śląskiej*, Gliwice, 107.
Krygielowa, Kucharski, 1956: Próby metod biologicznych odfenolowania ścieków przemysłu tworzyw sztucznych. *Przem. Chem.*, **12**: 5.
Luchter A., 1957: Biologiczna metoda oczyszczania rafineryjnych ścieków krezolowych. *Biul. Inst. Naft.*, **1**.
Luchter A., 1955: Próba zastosowania mikroorganizmów do oczyszczania rafineryjnych ścieków krezolowych. *Nafta*, **8**.
Luchter A., 1957: Próba oczyszczania rafineryjnych ścieków krezolowych w skali ćwierć- i półtechnicznej. *Nafta*, **3**.
Warteresiewicz M., 1957: Skład ługów posiarczynowych po wyprodukowaniu na nich drożdży paszowych. *Przemysł Rolny Spoż.*, **12**: 417.

V. Podręczniki i referaty

Luchter A., Markiel E., 1957: Mikrobiologische Methode zur Phenolabwässerreinigung. Ref. na Międzynar. Konf. Inst. Naft. Brno, 1-5. X. 57.
Karaskiewicz J., Markiel E., 1957: Festes Mineralnährboden für mikrobiologische Kresolabwässerreinigung. Donies. na Międzynar. Konf. Inst. Naftowego, Brno, 1-5. X. 57.
Przyłęcki H., 1928: O ujednostajnieniu metod bakteriologicznego badania wody. *Warsz. Czasop. Lekarskie.*
Przyłęcki H., 1942-1944: Metody rozpoznawania i oceny stopnia zanieczyszczenia wody. T. II, cz. 2. Analiza bakteriologiczna.
Przyłęcki H., 1955: Badania wody, ścieków, osadów i gazów w zakresie techniki sanitarnej. Warszawa.
Smyk B., Michalska D., 1953: Mikrobiologiczne badania wód powierzchniowych i rola drobnoustrojów w samooczyszczaniu rzek. *G. W. T. S.*, **7**: 198.
Szniolis A., Just J., 1936: Ujednostajnione metody bakteriologicznego badania wody. *PZH.*

VI. Prace w rękopisie, maszynopisie lub oddane do druku.

Bitow J., 1957: Badanie nad rozmieszczeniem bakterii a w szczególności bakterii tlenowych i beztlenowych w ściekach oczyszczalni biologicznej w Gdańsku na Zaspie.
Bożko L., 1954: Fizjologia bakterii fermentacji metanowej.
Buraczewski G., 1957: Wpływ temperatury na proces fermentacji metanowej.
Góralska A., 1952: Skład chemiczny i mikrobiologiczny ługów posiarczanowych po produkcji drożdży paszowych.
Smyk B., Różycki E., 1957: Badanie mikrobiologiczne wód ściekowych z produkcji celulozy siarczanowej.
Stangenberg M., 1957: Z ekologii *Sphaerotilus natans.*

Ziemińska S., 1956: Badania porównawcze nad obecnością bakteriofagów chorobotwórczych bakterii jelitowych i bakterii grupy *coli* w wodzie powierzchniowej.
Just J., Ziemińska S., 1957: Badania porównawcze nad przydatnością sączków membranowych i pasków bibułowych w sanitarno-bakteriologicznym badaniu wody i ścieków.
Bożko L., 1957: Wyniki badań bakteriologicznych, biologicznych i fizyczno-chemicznych wody Wisły w okolicy Warszawy.
Paluch J., 1957: Tagewechsel des *pH*, Redoxpotential und der Keimzahl im Wasser des Staubeckens von Kozłowa Góra. Materiały VI Zj. Austr. Tow. Mikrobiol. i Hyg. w Semmeringu koło Wiednia.
Paluch J., Kowalska K., 1957: Próby nad zastosowaniem ultradźwięków do odkażania wód powierzchniowych.
Paluch J., 1957: Określenie ilości drobnoustrojów w wodzie zbiornika goczałkowickiego metodą obrastania płytek szklanych.
Luchter A., 1957: Biologiczne metody oczyszczania krezolowych ścieków rafineryjnych z krezolu.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 21-26

K. Starmach

BADANIA HYDROBIOLOGICZNE WÓD POWIERZCHNIOWYCH I ICH ZWIĄZEK Z MIKROBIOLOGIĄ

Z Zakładu Biologii Wód PAN w Krakowie

Ogólnym celem badań hydrobiologicznych jest wytworzenie możliwie dokładnego obrazu życia w rozmaitych zbiornikach wód słodkich. Obraz taki jest bowiem nie tylko ciekawy z naukowego punktu widzenia, ale ma także znaczenie praktyczne. Środowiska wodne związane są niezmiernie silnie z gospodarką ludzką. Dostarczają one z jednej strony niezbędnego elementu do życia, a z drugiej strony najłatwiej rozpuszczają, zmywają i likwidują wszelkie odpadki i nieczystości. Badania hydrobiologiczne powiązane sę z potrzebami człowieka i jego gospodarką przede wszystkim w czterech następujących dziedzinach: 1) użytkowania wody do picia i dla celów gospodarczych, 2) odprowadzania wód ściekowych. 3) higieny, 4) produkcji wodnej.

Dzięki tym ważnym powiązaniom rozwinęły się obok hydrobiologii teoretycznej rozmaite jej działy praktyczne związane z higieną, zaopatrzeniem w wodę, oczyszczaniem i unieszkodliwianiem ścieków oraz rybactwem. Wszystkie te działy badań hydrobiologicznych oparte są na szczegółowej znajomości organizmów wodnych i środowiska wodnego w danych warunkach klimatycznych.

Nie miałoby celu przedstawianie w krótkim referacie dokładnego obrazu życia w wodach. Dobrze będzie przypomnieć jednak niektóre podstawowe wiadomości z zakresu hydrobiologii, które pozwolą następnie podkreślić rolę mikrobiologii w badaniach naszych wód.

W zbiornikach wodnych wyróżnia się 3 główne strefy występowania organizmów, a zarazem produkcji biologicznej: brzegi, dno i wodę. Stosownie do tego istnieją przybrzeżne czyli litoralne zbiorowiska organizmów, sięgające przynajmniej tak głęboko jak sięga światło aktywne, zbiorowiska denne lub głębinowe (bentos) i zbiorowska pelagiczne, za-

mieszkujące otwarte masy wody. Możemy przyjąć, oczywiście z pewnym uogólnieniem, że wszystkie te zbiorowiska tworzą odrębne biocenozy, różniące się strukturą i składem gatunkowym. Są one jednak związane ze sobą wspólnym, ruchliwym środowiskiem wodnym o wiele ściślej niż jakiekolwiek biocenozy na lądzie.

Środowisko wodne jest odmienne od środowiska lądowo-powietrznego, ale i w nim spotykamy się z podobnym obiegiem materii jak na lądzie.

Dwutlenek węgla i sole mineralne rozpuszczone w wodzie oraz energia świetlna dają podstawę do wytworzenia materii organicznej, która w dalszym ciągu ulega rozmaitym przemianom aż do ponownej mineralizacji w procesach rozkładu. Istnieje więc łańcuch przemian biologicznych, wśród których najważniejsze etapy stanowią: produkcja materii organicznej, konsumpcja i jej rozkład. Teoretycznie łańcuch musi być zamknięty, gdyż inaczej nie byłoby ciągłości życia, lecz w poszczególnych wypadkach obserwuje się przerosty jednych ogniw nad drugimi.

Na tle rozważań nad tym ogólnym cyklem przemiany materii w wodach wytworzyło się ekologiczne pojęcie trzech grup organizmów: producentów czyli organizmów wytwarzających materię organiczną z mineralnych składników kosztem energii słonecznej, konsumentów zużywających wytworzoną materię organiczną oraz producentów powodujących odbudowę materii organicznej do składników wyjściowych. Wszystkie te trzy grupy organizmów wypełniają zbiornik wodny tworząc w rozmaitych jego zakątkach osobne skupienia tzw. wspólnoty życiowe czyli biocenozy. Związki i stosunki pomiędzy członami biocenoz i pomiędzy różnymi biocenozami zbiorników wodnych, jezior, stawów i rzek są nader zawiłe i dlatego w wielu szczegółach jeszcze nie poznane. Nie będę też przedstawiał wyników tych rozlicznych i obszernych badań, którymi obecnie dysponuje hydrobiologia. Zatrzymam się tylko na jednym fragmencie dotyczącym produkcji masy organicznej i jej rozkładu w wodach, tłumaczącym dość wyraźnie rolę producentów, konsumentów i reducentów oraz wynikające z tego konsekwencje.

W grupie producentów najważniejszą rolę odgrywają w wodach drobne glony, tak zwany nannoplankton. Glony te mają komórki o średnicy mniejszej niż 50μ i prawdopodobnie dlatego, że są tak drobne i przeciekają przez siatki planktonowe, odkryto je stosunkowo niedawno. Obecnie stwierdzono, że jest ich w wodach bardzo dużo. Stosunek ilości nannoplanktonu do planktonu łowionego zwyczajną siatką planktonową z gazy jedwabnej nr 25 wynosi w jeziorach oligotroficznych 160 : 3. Drobne glony nannoplanktonu mogą produkować bardzo duże ilości materii organicznej korzystając ze zdolności do fotosyntezy. Środowisko wodne, np. staw czy jezioro, zdobywa bowiem materię organiczną jedynie przez pobieranie energii słonecznej i autotroficzną syntezę węglowodanów. Do tego po-

trzebny jest węgiel, woda i tlen oraz producenci posiadający w komórkach chlorofil. Węgiel pochodzi z dwutlenku węgla, który drogą dyfuzji musi dostać się do wnętrza komórki glonu. Wiadomo zaś, że proces dyfuzji dwutlenku węgla przez błony komórkowe jest znacznie wolniejszy niż proces przyswajania go. Fotosynteza odbywa się zatem wydatnie jedynie wtedy, gdy powierzchnia dyfuzji CO_2, czyli powierzchnia błon komórkowych jest znacznie większa od objętości ciała asymilującego. Taki korzystny stosunek powierzchni do objętości mają właśnie glony nannoplanktonu. Duże znaczenie ma także szybkość mnożenia się tych organizmów.

Wykazano w kulturach wodnych, że przy normalnej zawartości CO_2 w wodzie i przy dobrych warunkach świetlnych (w lecie) objętość nannoplanktonu może podwoić się w ciągu 8 godzin. Dzięki więc szybkiemu rozmnażaniu się komórek glonów wytwarza się w wodzie ogromna powierzchnia zbiorowego ciała produkującego, co powoduje z kolei bardzo duży przyrost materii organicznej na jednostkę powierzchni wodnej.

Warunkiem wytwarzania się materii organicznej w wodzie jest obecność światła i dwutlenku węgla. Asymilacja odbywa się więc tylko w dzień i w powierzchniowych warstwach wody zawierających dostateczną ilość energii świetlnej. Odbywa się ona też tak długo, dopóki istnieje dostateczny zapas dwutlenku węgla w wodzie. Liczne badania wykazały, że istnieje zależność pomiędzy ilością glonów nannoplanktonu a zawartością CO_2 w wodzie. Przy dużej ilości nannoplanktonu dwutlenek węgla znika nieraz całkowicie już w godzinach porannych, przez co zahamowana zostaje produkcja materii organicznej. W czasie gdy asymilacja nie odbywa się, szczególnie w nocy, odbudowuje się zużyty dwutlenek węgla dzięki działalności konsumentów i reducentów.

Konsumenci, którymi są przede wszystkim zwierzęta, zjadają materię organiczną istniejącą w środowisku wodnym i magazynują ją w swych ciałach. Konsumenci budują więc również materię organiczną. Jednakże ta ich działalność nie przysparza środowisku nowych zapasów energii potencjalnej. Można powiedzieć, że konsumenci zabezpieczają materię organiczną przed rozkładem magazynując ją w swych ciałach i w ten sposób chroniąc przed reducentami.

Zadaniem reducentów jest rozkład materii organicznej. Reducentami są mikroorganizmy, które odbudowują w szeregu reakcji materię organiczną do składników elementarnych. Procesy odbudowy odbywają się szybko i ciągle. Reducenci są bardzo drobnymi organizmami, licznie mnożącymi się i wytwarzającymi w krótkim czasie dużą powierzchnię ciała redukującego. Zachodzi tu zjawisko podobne do obserwowanego przy produkowaniu materii organicznej: nannoplankton tworzył materię organiczną dzięki swej dużej powierzchni produkcyjnej a reducenci rozkładają ją też dzięki dużej powierzchni redukcyjnej.

Reducenci kończą obieg materii w zbiorniku wodnym i zamykają krąg zawiłych w szczegółach, ale regularnych stosunków pomiędzy środowiskiem a organizmami.

W życiu każdego zbiornika wodnego ustala się pewien stan dynamicznej równowagi regulowany głównie takimi czynnikami jak światło, zawartość dwutlenku węgla w wodzie i jej temperatura. Czynniki te są zmienne w zależności od pory dnia i roku. Z rytmem, takim samym jak w zegarze słonecznym, odbywa się wytwarzanie materii organicznej przez producentów, wychwytujących energię promienistą słońca i przekazujących ją do użytku całemu żywemu światu na ziemi. Stąd też w biologii słusznie określa się życie zbiorników wodnych jako system resonancyjny, nastrojony na działanie systemu słonecznego.

Wróćmy jeszcze na chwilę do schematu obiegu materii w zbiorniku wodnym. Wyraźnie zaznacza się w nim związek badań hydrobiologicznych z mikrobiologią. Jeśli badania hydrobiologiczne mają dać obraz życia w zbiornikach wodnych, to jest jasne, że obraz ten nie mógłby być pełny bez uwzględnienia procesów mikrobiologicznych. Schemat nasz sugeruje w dodatku, że głównymi aktorami na arenie przemiany materii w zbiorniku wodnym są tylko producenci wiążący energię światła słońca w związkach organicznych i reducenci uwalniający tę energię. Konsumenci odgrywają tu niejako rolę uboczną, gdyż jak już wspomniałem, nie dostarczają oni środowisku nowych zapasów energii, a tylko magazynują przez pewien czas energię już istniejącą.

Jeśli założymy, że w środowiskach wodnych istnieje stan równowagi, to wtedy trzeba również przyjąć, że w stosunkach wzajemnych tych trzech ekologicznych grup organizmów — producentów, reducentów i konsumentów — istnieje również równowaga. W rzeczywistości jednak tylko w wielkich oceanach można by przyjąć istnienie takiej równowagi, gdyż żyją one wiecznie. Wszystkie natomiast mniejsze zbiorniki wodne powoli zamierają. Nasze jeziora są pochodzenia czwartorzędowego, a jezior trzeciorzędowych jest na świecie zaledwie kilka (Bajkał, Tanganika, Ochryda). We wszystkich małych zbiornikach otoczonych masami lądu a szczególnie lądu uprawianego i przekształconego przez człowieka, mogą istnieć tylko przejściowe stany równowagi, przeważnie zaś istnieje stały nadmiar produkcji, co oznacza, że reducenci z reguły nie rozkładają wszystkich wytworzonych związków organicznych. Pewna część tych związków zostaje usuwana ze środowiska wodnego przez ludzi i nazywa się plonem wód czyli produkcją w znaczeniu gospodarczym. Reszta osadza się na dnie i bywa przykrywana coraz to nowymi warstwami osadu.

Osady denne odgrywają bardzo dużą rolę w życiu zbiorników wodnych. One to zmieniają charakter fizyko-chemiczny obszaru dennego przez to,

że pod wpływem ich częściowego rozkładu wytwarzają się substancje pochłaniające tlen lub też zakwaszające środowisko. Ponadto osady denne gromadzone w ciągu lat spłycają zbiorniki wodne i przyczyniają się w końcu do ich starzenia i zamierania.

Od dawna zwrócono uwagę na procesy mikrobiologiczne w wodach.

Wszelka produkcja wodna wiąże się z bakteriami wodnymi nie mniej ściśle niż produkcja lądowa z bakteriami glebowymi. Na odcinku gospodarki rybnej istnieją bardzo silne powiązania z mikrobiologią. Wykazano istnienie w wodach bakterii zawieszonych swobodnie tak jak plankton, osiadłych na roślinach i zwierzętach oraz osiadłych na mule i w mule dna. Wszystkie ekologiczne strefy zbiorników są więc nimi wypełnione i wszędzie prowadzą one w zespoleniu z innymi grupami żywą działalność, wpływając bezpośrednio lub pośrednio na ostateczny plon wód. Doświadczenia w stawach rybnych wykazały, że można w dużym stopniu stwarzać sztucznie klimat sprzyjający rozwojowi bakterii i doprowadzić przez to do podniesienia produkcji. Wapnowanie stawów oraz nawożenie mineralne skombinowane równocześnie z nawożeniem organicznym podnosi produkcję rybną poprzez procesy mikrobiologiczne. Nawozi się obecnie nie tylko stawy lecz i jeziora, a nawet zatoki morskie. Coraz powszechniej mówi się, że tylko szczegółowe poznanie procesów mikrobiologicznych przyczyni się do racjonalnego i oszczędnego wyzyskania nawozów w wodach.

Procesy mikrobiologiczne posiadają podstawowe znaczenie przy oczyszczaniu ścieków zarówno miejskich jak i przemysłowych. Ta niezmiernie ciekawa gałąź hydrobiologii opiera się o działalność drobnoustrojów. Poznanie warunków, w jakich działanie to może być najkorzystniejsze, zaprząta uwagę mikrobiologów i techników w zakresie inżynierii sanitarnej. Metody biologicznego oczyszczania ścieków zyskują coraz większe uznanie. Tu i ówdzie też wprzęga się procesy mikrobiologiczne do oczyszczania wód pitnych.

W Polsce prowadzi się od dawna obszerne badania mikrobiologiczne wody, przede wszystkim jednak z punktu widzenia higieniczno-sanitarnego.

Nie jest jednak tak dobrze z mikrobiologią w innych dziedzinach hydrobiologii, a w szczególności w badaniach biologicznych i rybackich. Tymczasem nauka światowa poświęca procesom mikrobiologicznym w wodach wiele uwagi i to nie tylko z sanitarnego punktu widzenia. Poprawiona została metodyka badań, ustalono pochodzenie i grupy bakterii w wodach oraz ich rozmieszczenie w jeziorach. Do pewnego stopnia powiązano cykle rozwojowe bakterii z cyklami rozwojowymi glonów oraz z wahaniami w składzie chemicznym wody. Jakkolwiek zależności te nie zostały jeszcze dostatecznie wyjaśnione, ustalenie ich przyczyniło się

wydatnie do poznania roli bakterii w wodach. Pod względem gospodarczym ma to znaczenie dla określenia sposobu działania nawozów w stawach.

U nas prace te nie są jeszcze rozwinięte i dlatego warto na nie zwrócić uwagę, a przede wszystkim poprzeć także ten kierunk badań mikrobiologii wód, który wiąże się z zagadnieniami ogólno hydrobiologicznymi i rybackimi.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 27-32

Z. Buczowska

BAKTERIE *SALMONELLA* W ŚCIEKACH I ZANIECZYSZCZONEJ WODZIE

Z Instytutu Medycyny Morskiej w Gdańsku

1. Przeżywalność bakterii

Zagadnieniem przeżywalności chorobotwórczych bakterii jelitowych w ściekach i wodzie zanieczyszczonej ściekami zajmowano się od dawna. Pierwsze obserwacje różnych badaczy zostały zebrane przez autorów angielskich Frankland i Frankland już w 1894 r.

Znaczna ilość i rożnorodność czynników, mających wpływ na ocenę epidemiologicznego znaczenia odprowadzania ścieków do zbiorników wodnych, powoduje konieczność wielostronnych badań. W badaniach tych trzeba brać pod uwagę zarówno wpływ klimatu, pór roku, położenia geograficznego jak też i antagonistyczne i synergetyczne stosunki wśród organizmów zasiedlających środowiska wodne. Badanie przebiegu krzywych populacji chorobotwórczych bakterii w różnych środowiskach wodnych ma również duże znaczenie przy obliczaniu prawdopodobieństwa infekcji drogą wodną. Podstawę do oceny przydatności i wartości pośrednich metod bakteriologicznych kontroli wody i ścieków dają badania ilościowe stosunków między bakteriami chorobotwórczymi grupy *coli* lub innej grupy, przyjętej jako wskaźnik zanieczyszczenia fekalnego.

W roku 1931 Wilson i Blair donieśli, że bakterie *S. typhi*, wprowadzone do nieoczyszczonych ścieków w temperaturze pokojowej, mogą żyć w nich przez 5 tygodni. W różnych krajach wykonano badania nad przeżywalnością bakterii *Salmonella* w ściekach surowych i oczyszczanych oraz w wodzie różnego pochodzenia. Doświadczenia przeprowadzano w warunkach laboratoryjnych i z tego powodu istnieją poważne zastrzeżenia co do uogólniania wniosków z tych prac. Kalifornijscy badacze Nusbaum i Garver (1955) wykazali znaczne różnice w przeżywalności różnych bakterii jelitowych w wodzie, zależnie od tego, jakim zabiegom poddawana była badana woda i w jakich warunkach prowadzono doświad-

czenia. Aby zbliżyć warunki doświadczalne do warunków naturalnych, niektórzy badacze jak Beard, Meadowcroft (1935), Zo Bell (1936) stosowali metodę zanurzania w naturalnych zbiornikach próbek zakażonej bakteriami *Salmonella* wody, zawartych w naczyniach z materiału półprzepuszczalnego (np. celofanu do dializy). Dotychczasowe wyniki tych wszystkich badań prowadzą do wniosku, że nawet w wypadku, gdy w ciągu krótkiego czasu ulegnie zniszczeniu 99% wszystkich bakterii jelitowych w zanieczyszczonej wodzie, pozostały odsetek może jeszcze stać się powodem infekcji.

Oporność chorobotwórczych i niechorobotwórczych bakterii jelitowych na niesprzyjające warunki wydaje się podobna.

Obecnie istnieje duże zainteresowanie badaczy zagadnieniem zmian populacji bakteryjnej w wodach zanieczyszczonych. Usiłowanie ujęcia zaobserwowanych faktów w formy matematyczne i zobrazowanie tych zmian za pomocą krzywych przeżywalności przyczynia się do uzyskania wyraźniejszego poglądu na rozprzestrzenianie się i żywotność w wodach powierzchniowych bakterii jelitowych pochodzenia ściekowego.

2. Występowanie rodzaju *Salmonella* w wodach

Rozwój badań nad występowaniem bakterii *Salmonella* w ściekach i wodach naturalnych rozpoczyna się od roku 1927, po wprowadzeniu do praktyki mikrobiologicznej przez Wilsona i Blaira podłoża bizmutowego. Angielskie badania prowadzone w Metropolitan Water Board Laboratories w ciągu 10 lat nad występowaniem *Salmonella* w ściekach londyńskich i w Tamizie, dostarczyły obszernego i dobrze skontrolowanego materiału, który pozwolił na zorientowanie się w liczebności bakterii jelitowych w ściekach dużego miasta w normalnych warunkach. Ośrodek ten prowadził również podobne badania w czasie i po epidemii duru rzekomego w Epping. Wśród różnych typów *Salmonella* najczęściej wyodrębnia się ze ścieków surowych oraz oczyszczonych, z osadu czynnego i rzek *S. typhi, S. paratyphi B* i *S. enteritidis*. Bakterie te wykrywa się biorąc do analizy 0,1-1 ml badanego płynu.

Z badań tych wyciągnięto wnioski, że można ustalać liczbowe stosunki między roczną ilością zachorowań na salmonelozy a stężeniem bakterii *Salmonella* w ściekach. Praca Kehra (1943) zawiera obliczenia tych stosunków, oparte na wielu danych doświadczalnych. Ustalono, że względne stężenie *S. typhi* w ściekach, wyrażone jako stosunek *S. typhi* do 1 miliona bakterii grupy *E. coli*, wynosi 20 dla miasta, w którym roczna ilość zachorowań równa się 0,8 na 1000 mieszkańców. Udowodniono też, że stosunek ten może pozostawać stały, mimo znacznej redukcji ogólnej ilości bakterii w ściekach dzięki stosowanemu oczyszczaniu. Przedstawiono matematyczne obliczenia zmierzające do ustalenia odsetka prawdopo-

dobnych infekcji tyfusowych w dużych skupieniach ludności, opierając się na założeniu, że istnieje możliwość infekcji nawet przez pojedynczą bakterię spożytą z wodą do picia. Wyniki tych studiów uwydatniły wartość wskaźnika *coli* dla określenia prawdopodobieństwa obecności w wodzie chorobotwórczych bakterii jelitowych. Wykazały też, że występuje realne niebezpieczeństwo infekcji, gdy w wodzie do picia zwiększa się, nawet w niewielkim stopniu, liczebność bakterii grupy *coli*.

Wiele nowszych prac podaje charakterystykę bakteriologiczną wody i ścieków, uznając je za źródło infekcji w epidemiach duru brzusznego i durów rzekomych. Na przykład Brock i Mom (1954) badali wodę z kanałów Waalwijk w Holandii podczas epidemii duru. W licznych próbach stwierdzili obecność *S. paratyphi B*, tego samego typu bakteriofagowego, co u chorych. W sąsiednich okręgach, gdzie nie było epidemii, nie stwierdzono obecności *Salmonella* w wodzie. Ferramola i współpracownicy (1955) znaleźli *Salmonella* w 31% badanych prób wody rzecznej w Argentynie. Kröger (1954) w 6 tygodni po epidemii jelitowej w Lüneburgu wyizolował *S. bareilly* ze ścieków i osadów ściekowych, odprowadzanych z miasta do użyźniania pól pod uprawę jarzyn. Szwedzki badacz Ljutov (1954) wyodrębnił kilka typów *Salmonella* z wody różnego pochodzenia: ze studni, jezior, rzek, zbiorników retencyjnych i ścieków, stosując metodę zagęszczania bakterii za pomocą filtrowania wody przez ziemię okrzemkową.

Niemiecki badacz Steiniger (1953, 1954) wykazał możliwość przenoszenia infekcji przez ryby łowione w wodach zanieczyszczonych ściekami, przez ptaki wodne, które zakażają się, żerując na wodach zanieczyszczonych, oraz doniósł o wyodrębnieniu *S. typhi S. paratyphi B* i *S. panama* z wody morskiej w portach, zanieczyszczonej ściekami.

3. Metody wyodrębniania *Salmonella* ze ścieków i wody

Opinie autorów, że najlepsze wyniki przy wyodrębnianiu *Salmonella* ze ścieków dają posiewy od 0,1 do 2 ml płynu na agar bizmutowy wg Wilsona i Blaira, są na ogół zgodne. Używane są różne modyfikacje tego podłoża według Wilsona. Cernozubowa i Lovrecovicza. To ostatnie podłoże daje szybszy wzrost kolonii *Salmonella* (po 24 godzinach), odróżniających się od innych kolonii metalicznym połyskiem i wąską jasną obwódką. Zaciemnianie podłoża wokół kolonii występuje na ogół później.

Moor (1948) podał inną technikę wykrywania bakterii chorobotwórczych w ściekach. Jest ona stosowana z dobrym wynikiem w Anglii do ustalania lokalizacji źródeł zakażenia (*Salmonella*, wirusy, prątki gruźlicy) i wykrywania nosicieli. Duże, luźne tampony z gazy, umocowane w kanale ściekowym w ciągu kilku dni, adsorbują bakterie z przepływających ścieków. Po wypłukaniu ich otrzymuje się zawiesinę do posiewu.

W celu wyodrębnienia *Salmonella* z wody, gdzie na ogół występują mniejsze ilości tych bakterii, istotne znaczenie ma zagęszczenie bakterii w tym środowisku. Znane są metody adsorpcyjne i filtracyjne. Do adsorbcji używa się tlenochlorku żelaza, siarczanu glinu i ziemi okrzemkowej. Thiele i Brinkmann (1953) sprawdzali te metody w obszernej pracy metodycznej, dodając do 100 ml wody 1 ml 1-procentowego siarczanu glinu lub równie małe ilości innych adsorbentów. Po kilku godzinach zawiesinę odwirowywano i rozcierano na agarze bizmutowym do hodowli. Autorzy otrzymywali jednak wyniki niezadowalające.

W metodach filtracyjnych używa się różnych materiałów filtrujących jak filtry Seitza, azbestowe, z bentonitu, kolodionowe, mikrobłony i ziemię okrzemkową.

Opinie autorów co do wyższości jednych filtrów nad drugimi różnią się. Thiele i Brinkmann (1953), sprawdzając wszystkie rodzaje filtrów, doszli do wniosku, że najlepsze wyniki dają filtry kolodionowe ich własnej produkcji. Hammarström i Ljutov (1954) porównywali technikę sączenia przez mikrobłony i przez ziemię okrzemkową. Stwierdzili większą wartość ziemi okrzemkowej, przez którą można filtrować duże ilości wody w krótkim czasie. Pory błon natomiast są łatwo blokowane i czas sączenia jest o wiele dłuższy. Nasze doświadczenia z użyciem ziemi okrzemkowej jako filtru dały dobre wyniki. Warstwę filtrującą przenosi się na agar bizmutowy do hodowli w 37° w ciągu 24-48 godzin. Bakterie *Salmonella* rozwijają się również dobrze na błonie przeniesionej na agar bizmutowy, jednak przerastanie przez inne bakterie z wody, które na błonach zatrzymują się w dużej ilości, obniża wartość metody. Thiele podaje sposób wypłukiwania bakterii z filtru kolodionowego za pomocą małej ilości wody wtłaczanej pod ciśnieniem przez dolny otwór aparatu Seitza. Stosowanie pośredniej hodowli wzbogacającej w selenitowym podłożu *SF* według Leifsona dało dobre wyniki w naszych doświadczeniach. Ljutov (1954), używając tego podłoża oraz podłoża przygotowanego według Kauffmanna, otrzymywał gorsze wyniki niż w hodowli bez wzbogacenia. Stockes i Osborn (1955) podają, że modyfikacja podłoża selenitowego z zielenią brylantową i taurocholanem sodu daje lepsze wyniki, ponieważ hamuje wzrost *Proteus* i *E. coli*.

4. Bakteriologiczne badanie wody w epidemiologii

Znaczenie bakteriologicznych badań wody dla epidemiologii nie wymaga dyskusji. Wydaje się natomiast, że ograniczenie badań do ustalenia wskaźnika *coli* nie jest słuszne. Coraz częściej podkreśla się potrzebę badań dodatkowych, jak ustalenie liczebności enterokoków w wodach powierzchniowych, jako lepszego wskaźnika zanieczyszczeń fekaliami oraz stwierdzenie obecności *Salmonella* w wodzie.

Przy omawianiu zagadnienia epidemiologii salmoneloz Buczowski (1953) podaje, że obecność pałeczki *Salmonella* w środowisku jest pewnego rodzaju wskaźnikiem jego stanu sanitarnego, gdyż stwarza potencjalną groźbę zakażenia. Według danych Ministerstwa Zdrowia, podejrzenia o przenoszenie infekcji przez wodę w epidemiach ostatnich lat w Polsce były oparte przeważnie tylko na wywiadach epidemiologicznych. Wyniki bakteriologicznego badania wody ograniczono do ustalenia miana *coli*, przy czym niskie miano zarejestrowano tylko dwukrotnie na 11 epidemii. Według danych publikowanych przez Public Health Reports w Stanach Zjednoczonych (1957), na 4 epidemie duru brzusznego z podejrzeniem o przenoszenie przez wodę w latach 1953-1955, podczas jednej epidemii wykryto *S. typhi* w wodzie studziennej.

Interesujące dane zawiera wspomniana już praca Ljutova (1954) z Państwowego Laboratorium Bakteriologicznego w Sztokholmie, wykonywana w czasie kilku epidemii salmoneloz w lecie 1953 r. Posługując się techniką filtracyjną, wykrywano wówczas *Salmonella* (5 typów) w próbach wody z jezior, rzek, zbiorników retencyjnych i studni w czterech miejscowościach, zaś w ściekach w trzech miejscowościach. W niektórych próbach wody ilość bakterii *Salmonella* wynosiła 300-700 w 1 litrze, w próbach ścieków nawet 600 000 w 1 litrze.

Z tych ostatnich danych widać, że usiłowania uzyskania bardziej szczegółowych i specyficznych informacji o jelitowej florze bakteryjnej w podejrzanej wodzie nie są bez powodzenia. Wnosek ten, łącznie z krytycznymi poglądami na wartość wskaźnika *coli* może przyczynić się do większego zainteresowania się zagadnieniami występowania *Salmonella* w wodzie u nas, gdzie zapadalność na salmonelozy jest stosunkowo wysoka.

LITERATURA

Beard P. J., Meadowcroft N. F., 1935: Survival and rate of death of intestinal bacteria in sea water. *A. J. Publ. Health*, **25**: 1023.

Brock J. C. H., Mom. C. P., 1954: Versuchung von Poldergewässer mit *Salmonella paratyphi* infolge Abwassereinführung. *Gesundh. Ing.*, **75**: 3.

Buczowski Z., 1953: Niektóre aktualne zagadnienia epidemiologii salmoneloz w Polsce. *Przegl. Epidemiol.*, **7**: 147.

Dauer C. C., Granville S., 1954: 1953 — Summary of disease outbreaks. *Publ. Health Rep.*, **69**: 538.

Dauer C. C., Granville S., 1957: 1956 — Summary of disease outbreaks. *Publ. Health Rep.*, **72**: 735.

Ferramola R., Leiguarda R. H., Ansiaume E., Pezo O. A., Pallazolo A. Z. R., 1955: A study of the contamination of surface water by bacteria of genus *Salmonella*. *Publ. Health Eng. Abs.*, **35**: 26.

Frankland P., Frankland P., 1894: Microorganisms in Water. London.

Hammarström E., Ljutov V., 1954: Concentration technique for demonstrating small amounts of bacteria in tap-water. *Acta Path. Microbiol. Scand.*, **35**: 365.

Kehr R. W., 1943: Notes on the relation between coliforms and enteric pathogens. *Publ. Health Rep.*, **58:** 589.

Kröger E., 1954. *S. bareilly* — Nachweis in Rieselfeld-Abwasser, Schlamm- und Gemüseproben nach einer *S. bareilly* Epidemie 1954. *Ztschr. Hyg. Infkr.*, **139:** 202.

Levine M., 1953: Should bacteriological standards for drinking water be re-evaluated? *J. A. Wat. Works. Ass.*, **45:** 927.

Ljutov, V., 1954: Filtering methods for the demonstration of *Salmonella* bacteria in water. *Acta Path. Microbiol. Scand.*, **35:** 370.

Min. Zdrowia Dep. San.-Epid., 1957: Ogniska duru brzusznego w Polsce 1952-1957. Wykaz epidemii udostępniony przez Min. Zdr. (nie opubl.).

Moor B., 1954: A survey of beach pollution at a seaside resort. *J. Hyg.*, **52:** 71.

Moor B., 1948: *Month. Bull. Min. Health*, **7:** 241.

Nusbaum I., Garver R. M., 1955: Survival of coliform organisms in Pacific coastal waters. *Sew. Ind. Wastes*, **27:** 1383.

Steiniger F., 1953: Aus Biologie der *Typhus - Paratyphus - Enteritis* - Keime im Abwasser und in abwasserverunreinigten Vorflutern. *Prakt. Desinfektor*, **45:** 287.

Steiniger F., 1954: Fische als Bazillenträger. *Desinf. Gesundheitswes.* **46:** 36.

Stockes J. L., Osborn W. W., 1955: A selenite brilliant green medium for the isolation of *Salmonella. Appl. Microbiol.*, **3:** 217.

Stryszak A., 1949: Behavior of microorganisms of the *Salmonella* group in the sea water of the Gulf of Gdańsk. *Biul. Inst. Mor. Trop. Med.*, **2:** 35-213.

Thiele H., Brinkmann E., 1953: Über den Nachweis von Typhus - Keimen im Wasser. *Ztschr. Hyg.*, **137:** 374.

Wilson W. J., Blair E. M., 1931: *J. Hyg.*, **31:** 138.

Zo Bell C. E., 1936: Bactericidal action of sea water. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.*, **34:** 113.

Zo Bell C. E., 1946: *Marine Microbiology.* Mass. USA.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 33-34

L. Bożko

METODYKA ANALIZ MIKROBIOLOGICZNYCH ŚCIEKÓW I WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZANIECZYSZCZONYCH ŚCIEKAMI

Z Katedry Biologii Sanitarnej Politechniki Warszawskiej

STRESZCZENIE

Scharakteryzowano ścieki przemysłowe oraz bytowo-gospodarcze dokładniej omawiając te ostatnie.

Opisano mikroflorę przewodu pokarmowego człowieka i zwierząt z wymieniem mikroorganizmów chorobotwórczych, które mogą dostawać się do ścieków.

Omówiono następnie zagadnienie przeżywalności tych mikroorganizmów w wodach powierzchniowych. Podano również charakterystykę składników mikroflory wód czystych.

Rozpatrując podstawowe metody badań mikrobiologicznych autor szczególny nacisk kładzie na omówienie najczęściej stosowanych metod w analizie sanitarnej wody i ścieków, polegających na oznaczaniu tzw. „ogólnej ilości bakterii" i bakterii — wskaźników fekalnego zanieczyszczenia wody (*E. coli*, enterokoków, *Cl. perfringens* i bakteriofagów).

Rozpatrzono następujące metody oznaczania *E. coli:* bezpośredniej hodowli na płytkach, fermentacyjną, filtrów membranowych i niedawno opracowaną metodę tzw. „bacto-strip". Podano przegląd stosowanych obecnie w różnych krajach metod mikrobiologicznych przy badaniu wody i ścieków, omawiając ich zalety i wady.

Podkreślono, że przy przeprowadzaniu analizy mikrobiologicznej, w celu scharakteryzowania zachodzących w wodach procesów mikrobiologicznych konieczne jest, obok wykrywania w wodzie poszczególnych gatunków i grup mikroorganizmów, wykonywanie również analiz fizyczno-chemicznych, odzwierciedlających zachodzące w wodzie przemiany mikrobiologiczne.

Omówiono niektóre zagadnienia metodologiczne przy pobieraniu prób wody i ścieków do badań mikrobiologicznych. Położono szczególny nacisk

na potrzebę pobierania prób równoległych i jak najczęstsze badania mikrobiologiczne bezpośrednio w terenie.

Z uwagi na to, że mikrobiologia wody i ścieków jest ściśle związana z hydrobiologią, autor podkreśla konieczność jak najszerszego wprowadzenia przy badaniach mikrobiologicznych zasad i metod stosowanych w analizie hydrobiologicznej.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 35-39

DYSKUSJA

J. Jakubowska — Łódź

Nawiązując do referatu doc. Bożko, należy podkreślić pominięte zagadnienie, dotyczące sposobu pobierania prób do badań i konieczność rewizji dotychczasowych rutynowych badań. Szczególnie dotyczy to miana *coli* (temperatura inkubacji i zmiana metody wysiewu dla wykorzystania ilościowych oznaczeń metodą rozcieńczeń). Zarówno w pracach badawczych jak i analizach rutynowych pomijamy istotne zagadnienie dokładności i interpretacji wyników w oparciu o prawo Poissona.

Nawiązując do prac amerykańskich nad opornością i przeżywalnością drobnoustrojów chorobotwórczych w wodach, zapytuję, na jakiej podstawie doc. Buczowska typuje grupę *Salmonella* jako właściwy wskaźnik higienicznego stanu wody.

K. Michalski — Gdańsk

Mam pewne uzupełnienie do referatu prof. Justa. Mianowicie w historycznym przeglądzie dotychczasowych prac z dziedziny bakteriologii wód zanieczyszczonych nie słyszeliśmy nazwiska prof. Kulmatyckiego i jego współpracowników. Chodzi o placówkę badawczą ochrony wód w okresie przedwojennym, działającą na ówczesnych zachodnich terenach Polski. Placówka ta przeprowadziła szereg badań i wiele z nich opublikowano. W związku z tym należałoby uwzględnić to nazwisko w przeglądzie historycznym. Dodam, że znakomitym bakteriologiem był prof. Panek, co również należałoby uwzględnić w tym perspektywicznym przeglądzie dotychczasowego dorobku badań bakteriologicznych w dziedzinie wód zanieczyszczonych.

Niestety w Polsce nie prowadzi się, jak na zachodzie — limnologicznych badań bakteriologicznych, które są bardzo trudne i kłopotliwe, ale nieodzowne. Mogą one dać podstawę do pewnych uogólnień i znalezienia pewnych prawidłowości, ułatwiających bliższe poznanie zjawisk metabolizmu zbiorników wód powierzchniowych. Bakteriologia limnologiczna zasługuje na uwagę i powinna znaleźć w kraju możliwości rozwoju.

S. Ziemińska — Warszawa

Według wypowiedzi prof. Bożko podawanie wyników jako najbardziej prawdopodobnej liczby bakterii w pewnej objętości wody jest bardzo niedokładne. Słusznie, lecz jeszcze bardziej niedokładne jest podawanie wyników w postaci miana *coli* i z tego względu zostało ono zarzucone w większości krajów.

Prof. Bożko powiedział, że w Polsce najbardziej znana jest klasyfikacja bakterii grupy *coli*, oparta na pracy Wilsona, która za najważniejsze kryterium określania

typu jelitowego albo niejelitowego uważa fermentację gazową w 44°. Wydaje mi się, że bardziej znana w Polsce, stosowana w służbie sanitarnej, jest klasyfikacja Stuarta, oparta na biochemicznym szeregu *IMV* i *C*.

Poruszając zagadnienie fermentacji w 44°, nie całkiem zgadzam się z prof. Jakubowską co do wartości tego testu w wykrywaniu zanieczyszczeń kałowych. Jak dotąd, nie ma bezspornych kryteriów, które by określały jedne gatunki bakterii grupy *coli* tylko jako kałowe, a drugie jako glebowe. Znane są prace wykazujące, że nawet *Aerobacter aerogenes*, uważany za głównego przedstawiciela typu glebowego, fermentuje z wydzieleniem gazu w temperaturze 44°. W związku z tym zresztą prowadzi się poszukiwania innych wskaźników kałowego zanieczyszczenia. Ostatnio dużo uwagi poświęca się enterokokom.

Prof. Bożko przy przeglądzie metod nie uwzględnił jeszcze jednej metody wykrywania bakterii, a mianowicie metody pasków bibułowych. Ostatnio zastosowano tę metodę w Niemczech i Szwajcarii. Wymaga ona bardzo krótkiego czasu dla wykrywania bakterii z grupy *coli* i ma zastosowanie przy badaniu mleka i wody. W PZH przeprowadziliśmy już wstępne badania nad przydatnością tych pasków do wykrywania bakterii z grupy *coli*.

Omawiając metodę sączków membranowych prof. Bożko stwierdził, że metoda ta została już uznana w Ameryce za oficjalną obok metody standardowej. Istotnie, opis metody sączków membranowych został dokładnie podany w ostatnim dziesiątym wydaniu *Standard methods for the examination of water, sewage and industrial wastes* z 1955 r. jednak z zastrzeżeniem, że ma ona charakter doświadczalny.

K. Matusiak — Lublin

W związku z apelem prof. Michalskiego o wykonywanie badań limnologiczno-bakteriologicznych, chciałbym podać, że praca w Zakładzie Mikrobiologii UMCS w Lublinie jest nadal nastawiona głównie na ten kierunek. Badania mikrobiologiczne rzeki Bystrzycy prowadzi się możliwie wszechstronnie, w kierunku poznania rozwoju wszystkich grup fizjologicznych drobnoustrojów. Prace te powiązane są z badaniami protozoologicznymi i fitoplanktonu, prowadzonymi w tym samym czasie i w tym samym miejscu przez odpowiednich specjalistów. Bierze się pod uwagę przede wszystkim miejsca naturalne i zanieczyszczone, z uwzględnieniem jednak też miejsc zanieczyszczonych ściekami. Mam nadzieję, że w przyszłości prace te dadzą ciekawe wyniki.

S. Kołaczkowski — Poznań

Prof. Just wspomniał o pracach nad otrzymywaniem witaminu B_{12} ze ścieków. Otóż ukazała się praca: J. Janicki, J. Pawełkiewicz, K. Nowakowska pt. „Otrzymywanie koncentratów oraz krystalicznego witaminu B_{12} ze ścieków miejskich, poddanych fermentacji metanowej", *Acta Biochim. Polon.*, III: 161-170, 1956, o której prof. Just nie wspomniał.

Padały różne zdania o metodyce badań. Wydaje się, że metoda którą chcemy zastosować zależeć musi od celu badań. Jeżeli celem badań byłoby stwierdzenie, że w danym momencie woda jest zakażona bakteriami duru brzusznego, to oczywiście zastosujemy metodę, która pozwoli nam to stwierdzić jak najprędzej i jak najprościej. Jeżeli w końcowych badaniach sanitarnych chcemy osiągnąć porównanie stanu wody w danym momencie ze stanem poprzednio zaistniałym, lub też jeżeli chcemy sprawdzić, czy stan wody nie ulega zmianom, możemy zastosować inne metody, prostsze, łatwiejsze. W tym wypadku może nieraz wystarczyć określenie

liczby bakterii. Podam przykład z praktyki: w jednym z wodociągów, który czerpał wodę z dość głębokich studzien wierconych, dobrze zabezpieczonych, przez wiele lat woda była dobra. Nie stosowano żadnego oczyszczania. Woda była bezpośrednio tłoczona ze stacji pomp do miasta. A jednak któregoś roku zaznaczyło się wyraźne pogorszenie stanu bakteriologicznego wody. Chemicznych zmian nie można było zauważyć. Ponieważ stan ten trwał, przystąpiono do ustalenia przyczyny zanieczyszczenia. Próby pobrane bezpośrednio ze studni wykazały, że woda jest dobra. Próby pobierane na wylocie ze stacji pomp stale wykazywały stan zanieczyszczenia bakteryjnego. Wynikało z tego jasno, że woda ulega zakażeniu w rurociągu ssącym. Po odkopaniu miejsc, gdzie były złącza, stwierdzono nieszczelność rurociągu na jednym ze złączy. Po przeprowadzeniu naprawy złącza woda powróciła do swego pierwotnego dobrego stanu.

W tym wypadku wystarczyło zupełnie oznaczenie ilości kolonii na żelatynie, chodziło bowiem jedynie o stwierdzenie nieszczelności rurociągu.

A więc nie zawsze trzeba stosować tę samą metodykę badań, nieraz bardzo precyzyjnych i żmudnych. Metodyka musi być dostosowana do celu, jaki mamy osiągnąć.

Z tego punktu widzenia można by badania podzielić na pewne grupy. W referacie prof. Bożko słyszeliśmy jedynie o metodach bakteriologicznej analizy sanitarnej. Tymczasem metody bakteriologiczne stosowane w technologii wody ścieków niekoniecznie dotyczą analiz sanitarnych. Np. w przytoczonym przykładzie zastosowano analizę bakteriologiczną dla celów technicznych. Podobnie stosujemy analizę mikrobiologiczną dla kontroli przebiegu procesów technicznych, jak fermentacja osadów ściekowych. Zresztą nawet w analizie sanitarnej używamy innych metod dla oceny zamierzonego ujęcia wody z rzeki, innych dla zbadania jakości wodonośca a innych dla badań kontrolnych.

J. Ziemięcka — Puławy

Badania nad zanieczyszczeniem wody przez drobnoustroje prowadzone są w różnych ośrodkach i każdy z nich stosuje swe własne metody analityczne.

Wypróbowywanie coraz to nowych metod jest niezmiernie cenne. Niezależnie jednak od tego wydaje mi się, że należałoby opracować pewne metody obowiązujące wszystkie ośrodki, prowadzące badania zbiorowe. Zgłaszam więc wniosek o powołanie Komisji Metodycznej, która by ustaliła taką obowiązującą metodykę dla wszystkich pracowni. Chodzi mi o to, żebyśmy doszli do otrzymywania zbiorowych wyników porównywalnych.

J. Jakubowska — Łódź

Zgłaszam jako dezyderat do Komisji wnioskowej powołanie grona złożonego z mikrobiologów, biochemików, fizyko-chemików i technologów dla przedyskutowania i koordynacji metodyki a także ustalenia tematyki prac w zakresie wód i ścieków. Sprawę tę należałoby przekazać do Komitetu Mikrobiologicznego.

J. Just — Warszawa

Jestem zobowiązany udzielić wyjaśnienia doc. Michalskiemu. Słuszne jest zastrzeżenie, że w wykazie prac z okresu przedwojennego brak jest dorobku dra Kulmatyckiego. Wydawało się nam jednak, że tradycje i obowiązki zakładu prowadzonego przez dra Kulmatyckiego odziedziczyły inne zakłady w Polsce i mieliśmy wszelkie

prawo spodziewać się otrzymania danych od tych instytucji. Danych tych jednak nie otrzymaliśmy. Byłoby wskazane, aby doc. Michalski, jako jeden z bliższych współpracowników dra Kulmatyckiego, uzupełnił bibliografię przez nas opracowaną danymi, które uważa za konieczne i celowe.

L. Bożko — Warszawa

Pani prof. Jakubowska zaznaczyła, że nie zwróciłem w swym przeglądzie uwagi na tak ogromnie ważną sprawę, jak pobranie prób, transport, czas wykonania. Niewątpliwie jednym z pierwszych warunków badania bakteriologicznego wody i ścieków jest umiejętne pobranie próby, zabezpieczenie od zanieczyszczenia, jak najszybsze wykonanie itp.

P. Ziemińska zupełnie słusznie zwróciła uwagę na to, że nie wspomniałem o nowo proponowanej metodzie przyspieszonego wykrywania *Bacterium coli* za pomocą metody „bacto-strip". W metodzie tej oznacza się całą grupę *Bacterium coli* bez bliższej identyfikacji. Dotychczas metodę tę stosuje się przy badaniu *Bacterium coli* w mleku. O metodzie tej, w odniesieniu do badania wody i ścieków, można będzie powiedzieć dopiero później, gdy będzie dostateczna ilość danych. Osobiście metody tej nie wypróbowałem.

P. Jakubowska i p. Ziemińska nie zgadzają się ze mną w niedocenianiu obecnie stosowanego oznaczania miana *coli* jako tzw. „najbardziej prawdopodobnej ilości". Rzecz jasna, że przy dużej ilości badań, wyciągając średnią, zbliżamy się do rzeczywistego wyniku, ale przy pojedynczych badaniach możemy uzyskać rezultaty zupełnie odbiegające od rzeczywistych. Tak np. metodyka angielska podaje, że jeżeli jest 10 pałeczek okrężnicy w 1 ml wody, to, korzystając z tablic, możemy otrzymać wyniki od 3 do 33 bakterii. A więc metoda ta nie jest metodą idealną. Niestety nie mamy innej metody. Obliczanie wyników przy tej metodzie jest bezwzględnie lepsze, aniżeli przy dawnym sposobie podawania miana *coli*.

Według mgr Ziemińskiej niesłusznie podkreśliłem, że metodyka angielska uważa *Bacterium coli* typ 1 za najbardziej charakterystyczną bakterię zanieczyszczenia wody odchodami ludzkimi. Otóż przy badaniu pałeczki okrężnicy z przewodu pokarmowego człowieka lub zwierząt, otrzymujemy przede wszystkim *Bacterium coli* typ 1, a natomiast mały procent *Bacterium aerogenes* i na odwrót, ten ostatni typ tzw. ziemny występuje właśnie przede wszystkim w środowisku zewnętrznym. Jednocześnie należy jednak podkreślić, że rzeczywiście metodyka radziecka nie uważa, że *Bacterium coli* typ 1 odgrywa większą rolę od innych typów pałeczki okrężnicy jako wskaźnik zanieczyszczenia kałowego. Szkoła radziecka pod wpływem poglądów Minkiewicza twierdzi, że wszystkie typy grupy *coli* są jednakowo ważne jako wskaźniki zanieczyszczenia kałowego. Szkoła ta jest zdania, że pałeczka okrężnicy, dostając się do środowiska zewnętrznego zmienia pod wpływem niekorzystnych warunków swoje cechy. Przyjmując jednak punkt widzenia radziecki należy stwierdzić, że i w tym wypadku wykrycie *Bacterium coli* typ 1 byłoby o tyle ważniejsze, że świadczyłoby o świeżym zanieczyszczeniu.

Według p. Ziemińskiej niesłuszna jest moja uwaga, że identyfikację szczegółową typów grupy *coli* przeprowadza się metodą amerykańską, wychodząc z prób na stałym podłożu. Metodyka amerykańska podaje zupełnie wyraźnie, że posiew na bulion do próby wstępnej nie nadaje się do ostatecznej indentyfikacji grupy *coli* i że powinno się zawsze używać odpowiednich selektywnych podłoży, aczkolwiek w tym ostatnim wypadku możemy otrzymać mniejszą ilość bakterii grupy *coli* niż przy normalnym badaniu.

Z. Buczowska — Gdańsk

Omawiając znaczenie bakterii *Salmonella* w epidemiologicznym rozpoznaniu terenu wyrażono pogląd, że mogą one być uważane za pewnego rodzaju wskaźnik sanitarnego stanu otoczenia człowieka. Pogląd ten oparty jest na wynikach licznych prac, które udowodniły, że *Salmonella* często są obecne w wodzie zanieczyszczonej ściekami.

W miarę ulepszania metod ich wykrywania stwierdzenia obecności niektórych typów *Salmonella* w zanieczyszczonych wodach są coraz częstsze. Przeżywanie bakterii *Salmonella* w warunkach nie sprzyjających jest wystarczająco długie i stężenia w wodzie często tak znaczne, że nie można pomijać znaczenia epidemiologicznego tych zjawisk.

Zagadnienie korelacji występowania bakterii z grupy *Salmonella* i z grupy *coli* jest obecnie przedmiotem badań. Istnieją obserwacje wskazujące na zależność między występowaniem *Salmonella* w zanieczyszczonej wodzie a stężeniem bakterii grupy *coli*. W naszych badaniach nad przybrzeżną wodą morską stwierdzono obecność *Salmonella* w próbach wody o wysokich wskaźnikach *coli*. Tylko w dwóch próbach, o stosunkowo niskim wskaźniku *coli* (110 i 230) stwierdzono obecność *S. paratyphi B*. W okresie badań wskaźnik *coli* wody plaży wahał się w szerokich granicach: 50 do powyżej 18 000 (w 100 ml wody).

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 41-46

K. Kluczycki i *H. Petrycka*

METODA ULTRAFILTRÓW MEMBRANOWYCH W ZASTOSOWANIU DO OZNACZANIA MIANA *COLI* W WODZIE I ŚCIEKACH

Z Zakładu Biologii Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach

W badaniach bakteriologicznych wody stosuje się metody hodowlane i bezpośrednie. Spośród metod bezpośrednich największe znaczenie zyskuje od wielu lat metoda ultrafiltrów membranowych, zastosowana najprawdopodobniej najpierw w ZSRR (1929) a obecnie stosowana powszechnie za granicą (Membranfilter 1953 i 1954, Razumow 1955. Stand. Methods 1955). Metoda ta w połączeniu z metodami hodowlanymi pozwala na proste i dość szybkie wykrywanie obecności *E. coli* w wodzie i oznaczenie tzw. miana *coli*. Istnieje też podobna metoda oznaczania ilości bakterii z grupy durowej.

Dla badań bakteriologicznych ścieków jest metoda ta specjalnie przydatna, gdyż w niektórych wypadkach ogromna przewaga bakterii saprofitycznych i gnilnych może, przy stosowaniu samej metody hodowlanej, przygłuszyć względnie zahamować typową fermentację *E. coli*, a tym samym dać fałszywe oznaczenie miana *coli*. Działanie antagonistyczne przy hodowli wybiórczej na samych błonach jest mniej intensywne.

Metoda bezpośredniego oznaczania miana *coli* powyższą metodą ma następujące zalety: 1) istnieje możliwość przeprowadzenia prób bezpo- ewentualne zmiany w czasie transportu,średnio na miejscu, co wyklucza itp. 2) przy wodach czystych można zbadać nawet duże ilości, by stwierdzić obecność rzadko występujących organizmów wskaźnikowych, 3) pozwala skrócić czas badania do kilkunastu godzin, 4) potrzebne są małe ilości naczyń, pożywek itp. materiałów, a także przyrządów, 5) wyklucza rozwój bakterii beztlenowych (fałszywe próby fermentacyjne), 6) wysuszone mebrany mogą służyć jako dowód rzeczowy do protokołów badań, 7) można łatwo liczyć i obserwować zebrane na powierzchni błony drobnoustroje.

Metodą ultrafiltrów membranowych można oznaczać ogólną ilość mikroorganizmów w ściekach (R o d i n a 1950) oraz badać występowanie różnych grup morfologicznych i fizjologicznych na specjalnych podłożach wybiórczych.

SPOSÓB WYKONANIA ANALIZY METODĄ ULTRAFILTRÓW MEMBRANOWYCH

Aparat do ultrafiltracji, oryginalny typ *Coli-5* wykonany jest z nierdzewnego metalu. Z wierzchu jest on niklowany lub srebrzony.

Przeprowadzenie oznaczenia obejmuje następujące czynności:

a) Przygotowanie ultrafiltrów. Przed użyciem należy je wyjałowić przez dwukrotne wygotowanie po 20 minut w wodzie destylowanej. Zaleca się gotowanie na małym płomieniu, w celu uniknięcia silnego wrzenia wody, przy którym filtry mogą się zwijać i zmieniać swoje właściwości.

b) Sterylizacja aparatu. Przed każdą filtracją ścieków (wody) należy aparat wysterylizować przy pomocy 90-procentowego alkoholu w następujący sposób: drut metalowy owija się watą, którą zanurza się w alkoholu, zapala się go i opala nim wnętrze aparatu i sitka. Sterylizacja w parze jest rzadziej stosowana, gdyż wymaga więcej czasu i zachodu.

c) Zakładanie membrany filtracyjnej. Po wysterylizowaniu całego aparatu filtracyjnego wyjmujemy ostrożnie, przy pomocy wyjałowionej pincety, membranę z wody i kładziemy na sitku numerem do góry. Przez uruchomienie pompy ssącej i ostrożne otwieranie dolnego kranu lejka ssącego dociskamy membranę lekko do sitka. Z kolei przeprowadzamy górną część aparatu jeszcze raz przez płomień, kładziemy na membranę i zaciskamy górną część aparatu. Kran musi być przed filtracją zamknięty.

d) Ilość ścieków. Ilość badanej i nalewanej na filtr wody i ścieków zależy od ich czystości mikrobiologicznej; 0,001, 0,01 i 0,1 ml. Ścieki te rozcieńczamy w normalny sposób przy pomocy wody lub roztworu fizjologicznego.

e) Przebieg filtracji. Do lejka nalewamy przewidzianą ilość ścieków (wody) i następnie otwierając powoli kurek sączymy pod częściową próżnią 60-90 mm Hg. W naszym wypadku czas sączenia 100 ml cieczy wynosił około 90 sekund (ciśnienie 90 mm Hg).

f) Hodowla na mebranach. Po zakończeniu filtracji rozkręcamy aparat, odejmujemy górną część i ostrożnie ściągamy sterylizowaną pincetą mokrą membranę, podsuszając jej spód ostrożnie nad słabiutkim płomyczkiem. Wreszcie kładziemy membranę (numerem do góry) na podłoże Endo. Uważać przy tym trzeba, by nie powstały pod membraną bańki powietrza i puste miejsca.

Pożywki Endo wylewamy na normalne płytki Petriego, do których można wkładać po 2-4 membrany.

g) Pożywki Endo. Stosowano 1-procentową pożywkę agarową wg przepisu producenta filtrów. Płytki z pożywką Endo przechowuje się w lodówce, a przed użyciem nie należy ich podsuszać. Zamiast agaru można też używać krążków bibuły w płytkach Petriego, które nasyca się płynną pożywką Endo.

Najlepsze do hodowli na błonach są pożywki możliwie rozcieńczone, łatwo wnikające w pory błon.

h) Warunki hodowli. Płytki inkubuje się w temperaturze 37°. Po 16-18 godzinach wyrastają na ich powierzchni wyraźne kolonie *E. coli* z typowym połyskiem metalicznym, co pozwala je łatwo policzyć. Po 24 godzinach istnieje już niebezpieczeństwo przerośnięcia kolonii i zlania się ich razem.

i) Suszenie błon. Po skończonym badaniu błony można wysuszyć w suszarce w temperaturze 60° przez pół godziny. Służą one jako dowody rzeczowe do protokołów badań.

BADANIA WŁASNE

Badania nasze obejmowały określenie porównawcze miana *coli* metodą UFM i PZH, a także oznaczanie występujących w ściekach różnych grup morfologicznych drobnoustrojów. Badania te przeprowadzono na podobnej do oryginalnej aparaturze krajowej z filtrami o średnicy około 35 mm. Użyto oryginalnych filtrów „C-5", produkcji Membranfilter-Ges. (Göttingen) odpowiednio przeciętych.

Badano surowe ścieki miejskie z oczyszczalni ścieków w Gliwicach, pobrane z osadnika wstępnego. Do badań użyto początkowo rozcieńczeń od 1 : 10, a następnie od 1 : 1000 do 1 : 1 000 000 w roztworze soli fizjologicznej, badając również ich zdolność do fermentacji laktozy (metoda PZH). Ponadto 1 ml każdego rozcieńczenia mieszano przed filtrowaniem ze 100 ml roztworu fizjologicznego.

Przy małych rozcieńczeniach kolonie wyrastały zbyt gęsto i pojawiało się zbyt wiele obcych mikroorganizmów. Przy rozcieńczeniach 1 : 1000 do 1 : 10 000 wyrastały typowe kolonie *E. coli*, o połysku metalicznym oraz o ostrym konturze od spodniej strony membrany. Kolonie nietypowe mają kontury nieostre. Z rozcieńczenia 1 : 100 000 wyrastały tylko pojedyncze typowe kolonie *E. coli*. Rozcieńczenie 1 : 1 000 000 było zbyt duże. Tabela zawiera zestawienie wyników równoległych badań metodą UFM i metodą PZH.

We wszystkich doświadczeniach sprawdzono jałowość przesączu.

Jak wynika z tabeli, wyniki otrzymane z prób fermentacyjnych i na UFM prawie we wszystkich przypadkach pokrywają się i nie widać specjalnych rozbieżności.

Zbieżność wyników potwierdzają też wieloletnie badania radzieckie (Draczew i Razumow 1953, Razumow 1955) oraz badania wykonane w NRF (Beling i współpracownicy 1954, 1956). Szersze badania nad różnymi ściekami wykażą, jak dalece wyniki te są ścisłe.

Badania grup morfologicznych drobnoustrojów w ściekach miejskich przeprowadzono w ten sam sposób. Użyto rozcieńczeń 1 : 10 i 1 : 100.

Bakterie na membranach utrwalano 1-procentowym roztworem formaliny, poprzednio przesączonej, przepuszczając ją przez UFM w ilości 10 ml. Następnie membranę przemywano sączoną przez UFM wodą destylowaną, a po wyjęciu z aparatu suszono i barwiono 1-procentowym roztworem erytrozyny (można też błękitem metylenowym), wymywano barwik, suszono przez około 30 minut w temperaturze 37° oraz oglądano po prześwietleniu w olejku cedrowym pod szkiełkiem nakrywkowym. Wystarcza tu zupełnie powiększenie około 600 razy. Czasem stosuje się imersję.

Tabela

Porównanie różnych metod dla oznaczenia miana *coli* w ściekach

Nr próby ścieków	Metoda	Rozcieńczenia			
		0,001	0,0001	0,00001	0,000001
1	a	+	+	+	—
	b	+	+	+	—
	c	duże ilości kolonii w tym typ *E. coli*	1	—	—
1a	a	+	+	+	—
	b	+	+	+	—
	c	17	2	7	—
2	a	+	+	+	—
	b	+	+	+	—
	c	18	23	2	—
2a	a	+	+	+	+
	b	+	+	+	+
	c	jak pkt. 1	1	—	—
3	a	+	+	+	+
	b	+	+	+	+
	c	jak pkt. 1	7	1	—
3a	a	+	+	+	+
	b	+	+	+	+
	c	jak pkt. 1	5 i inne	3	—
4	a	+	+	+	—
	b	+	+	+	—
	c	14 i inne	2	—	—
4a	a	+	+	+	—
	b	+	+	+	—
	c	10	4 i inne	—	—
5	a	+	+	+	—
	b	+	+	+	—
	c	6 i inne	8 i inne	1	—
5a	a	+	+	+	—
	b	+	+	+	—
	c	26	3	5	—
6	a	+	+	—	—
	b	+	+	—	—
	c	6 i inne	4 i inne	—	—
6a	a	+	+	—	—
	b	+	+	—	—
	c	6	4	—	—

Nr próby ścieków	Metoda	Rozcieńczenie			
		0,001	0,0001	0,00001	0,000001
	a	+	+	—	—
7	b	+	+	—	—
	c	5	3	—	—
	a	+	+	—	—
7a	b	+	+	—	—
	c	22	1	—	-
	a	+	+	+	—
8	b	+	+	+	—
	c	22	8	—	—
	a	+	+	+	—
8a	b	+	+	+	—
	c	19	5	—	—
	a	+	+	+	—
9	b	+	+	+	—
	c	jak pkt. 1	46	9	—
	a	+	+	+	+
9a	b	+	+	+	+
	c	jak pkt. 1	10	4	1

Ilości kolonii *E. coli* oznaczono liczbami arabskimi.
a — fermentacyjna
b — Endo
c — ultrafiltry membranowe

W preparatach znajduje się dużo zanieczyszczeń z zawiesin ściekowych i nitki śluzu. Po nabraniu jednak wprawy w obserwacji można dość łatwo odróżnić komórki i kolonie bakterii i innych mikroorganizmów. Można też bardzo dobrze odróżnić i liczyć komórki jednakowego typu morfologicznego. Są one bardzo często zebrane w naturalne zespoły względnie zamknięte we wspólne zooglee. Widać tu wyraźnie, że bardzo dużo bakterii daje kolonie na pożywce stałej nie z jednej, lecz z kilku i czasem więcej komórek.

W ten sposób mogliśmy też poznać skład zespołu mikroflory badanych ścieków (ich biocenozę), nawet w słabo zasiedlonych ściekach przemysłowych (fenolowe, sulfitowe itp.). W niektórych ściekach stwierdzono występowanie rodzaju *Spirillum* i *Vibrio*-typowe bakterie wodne, trudne do wykrycia zwykłymi metodami hodowlanymi.

Metoda ultrafiltrów pozwala też stwierdzić rozkład zawieszonych w ściekach cząsteczek organicznych przez bakterie (np. rozkład włókien celulozowych itp.).

WNIOSKI

Badania nasze wykazały równorzędną wartość metody ultrafiltrów membranowych i metody fermentacyjnej dla oznaczenia miana *coli*.

Metoda ultrafiltrów membranowych pozwala poza tym obserwować bezpośrednio wszystkie organizmy występujące w badanej wodzie oraz śledzić przebieg rozkładu zawiesin ściekowych.

LITERATURA

Beling A. u. Maier H., 1954: Die Wasserversorgung und ihre Überwachung mit Hilfe der Membranfilter-Methode. *Vom Wasser.* **21:** 118.

Beling A., Thon D. u. Loos K., 1956: Verwendung der Membranfilter-Methode für die Überprüfung der Wirkungsweise biologischer Abwasserreinigungsanlagen. *Vom Wasser.* **23:** 241.

Draczew S. M. i Razumow A. S., 1953: Metody chimiczeskogo i bakteriołogiczeskogo analiza wody. Moskwa.

Membranfilter-Gesellschaft, 1954: Bakterienfiltrationsapparat, *Coli-5*. Göttigen.

Membranfilter-Gesellschaft, 1956: Membranfilter nach Prof. Zsigmondy. Göttingen.

Membranfilter-Gesellschaft, 1953: Literaturverzeichnis über Veröffentlichungen auf dem Gebiete der Ultrafiltration. Göttingen.

Ujednostajnione metody bakteriologicznego badania wody. PZH. Wyd. II. Warszawa, 1945.

Razumow A. S., 1955: Membrannyje filtry i ich primienienie pri mikrobiołogiczeskich issledowanijach wody. *Mikrobiołogija.* **24:** 234.

Rodina A. G., 1950: Mikrobiołoczeskije issledowanija wodojemow. Moskwa.

Standard methods for the examination of water and sawage. (Tłumaczenie niemieckie: Die amerikanischen Einheitsverfahren zur Untersuchung von Wasser und Abwasser). München, 1951 (nowe wydanie oryg. z 1955 r.).

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 47-48

L. Turoboyski

ZASTOSOWANIE SYSTEMU SAPROBÓW DO OCENY ZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNEGO RZEK SERAFY I DRWINY, ZASOLONYCH PRZEZ ŚCIEKI Z KOPALNI SOLI W WIELICZCE

Z Zakładu Badań Ochrony Wód Instytutu Gospodarki Komunalnej
w Krakowie

STRESZCZENIE

W pracy tej starano się ustalić, czy na podstawie systemu saprobów można określić charakter wody zanieczyszczonej związkami organicznymi i zasolonej chlorkiem sodu i siarczanem sodu. Ponieważ problem ten nie był w Polsce jeszcze opracowywany oparto się na literaturze zagranicznej, omawiającej badania flory i fauny rzek zasolonych, głównie dla określenia wpływu soli na te organizmy. W r. 1919 Wilhelmi stwierdził, że przy zasoleniu wody wyrażającym się ilością 3-4 g chloru na 1 litr, można jeszcze stosować system saprobów. Podkreśla on jednak, że przy bardzo wysokiej zawartości soli w wodzie system saprobów musi już być odpowiednio zmieniany. Potwierdza to także szereg innych autorów.

W niniejszej pracy obrano do badań dwie rzeczki — Serafę i Drwinę w okolicy Krakowa. Serafa bywa zasalana przez ścieki z kopalni soli w Wieliczce w różnym stopniu, do wysokości około 1% NaCl i w mniejszym stopniu przez Na_2SO_4. W dalszym swym biegu zabiera ona ścieki z drożdżowni w Bieżanowie i zanieczyszcza rzekę Drwinę, która wpada do Wisły. Powyższe rzeki zbadano pod względem biologicznym i chemicznym.

Ustalono na podstawie analiz biologicznych i chemicznych, że organizmy mikro- i makroskopowe reagowały na zanieczyszczenia z drożdżowni w dostatecznie wyraźnym stopniu. Stwierdzono normalny przebieg procesów samooczyszczania rzeki Serafy od ujścia ścieków z kopalni soli w Wieliczce oraz ścieków miejskich do momentu ponownego zanieczyszczenia organicznego rzeki Serafy przez drożdżownię w Bieżanowie. Stwierdzono także normalne sezonowe zmiany w tempie samooczyszczania Se-

rafy i Drwiny. Wykazano również normalne zmiany sezonowe w składzie flory w rzece Serafie.

Na podstawie powyższych danych ustalono, że system saprobów może być stosowany w opisanych warunkach.

Jako charakterystyczne organizmy wskaźnikowe dla ścieków drożdżowni w badanych rzeczkach stwierdzono: *Sphaerotilus natans* Kützing, *Beggiatoa alba* Trevisan, *Thiothrix nivea* Winogradski, *Cyanophyceae sp.* (różne gatunki) i *Chironomus plumosus.*

W całej Serafie występowały jako typowe następujące organizmy: *Navicula cuspidata* Kütz., *Navicula cuspidata v. ambigua* (Ehrb.) Grun., *Nitzschia vermicularis* (Kütz.) Grun., *Surirella ovata* Kütz. i *Chironomidae* (larwy koloru zielonego). Najbardziej liczna i pospolita była okrzemka *Navicula cuspidata v. ambigua.*

Stwierdzono, że różne gatunki okrzemek w warunkach zasolenia i zaniku tlenu oraz obecności siarkowodoru w wodzie, a więc w środowisku dla nich niesprzyjającym, mogą nie tylko bytować, lecz nawet masowo rozwijać się (np. *Navicula cuspidata v. ambigua).* Należy zatem, przy posługiwaniu się systemem saprobów, opierać się na innych grupach systematycznych dla oceny wody, ostrożniej zaś i z pewnymi zastrzeżeniami interpretować obecność okrzemek (w warunkach większego zasolenia wody). Dokładniejsze rezultaty osiągnięto z analiz planktonu; mikrobentos i makrofauna nie odzwierciedlały tak dokładnie zmian zachodzących w składzie żywych organizmów pod wpływem ścieków.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 49-56

I. Kulik-Kuziemska

UŻYTECZNOŚĆ METODY PANTLE'A PRZY INTERPRETACJI WYNIKÓW BADAŃ HYDROBIOLOGICZNYCH

Z Instytutu Budownictwa Wodnego PAN w Gdańsku

Zagadnienie biologicznego badania wody jako odrębnej metody datuje się od połowy XIX wieku, kiedy Cohn, Metz i Lauterborn zwrócili uwagę, że przy ocenie stanu zanieczyszczenia wód powierzchniowych ważną rolę odgrywają badania biocenozy zbiornika. Cohn jako twórca metody biologicznego badania wody opracował system organizmów charakterystycznych dla wód czystych i gnijących. System ten rozszerzył następnie Metz, wyodrębniając 4 grupy organizmów wskaźnikowych dla wody: czystej, słabo, silniej i bardzo silnie zanieczyszczonej.

Opierając się na osiągnięciach wymienionych badaczy, w latach 1908–1909 Kolkwitz i Marsson opracowali nowy system biologicznego badania wody tzw. „system saprobów". W pracy swej opierali się na założeniu, że pewne gatunki roślinne i zwierzęce zamieszkują środowisko wodne zanieczyszczone związkami organicznymi, które ulegają rozkładowi pod wpływem żywych organizmów.

System Kolkwitza i Marssona spotkał się z szeregiem krytycznych uwag. Między innymi w 1951 r. Liebmann zwrócił uwagę, że system wymienionych autorów nie posiada właściwej podbudowy ekologicznej. Metoda ta jednak, mimo licznych krytyk, jest dotychczas powszechnie stosowana. Nieliczni tylko badacze podjęli próby opracowania nowej metody, pozwalającej w przystępny i łatwy sposób na określenie stopnia zanieczyszczenia wód powierzchniowych.

Nowy kierunek w badaniach wody zapoczątkował w 1943 r. Gabriel (Cabejszek 1955). Metoda Gabriela opracowana dla masowych badań posiada pewne niedociągnięcia. Biologiczny indeks procesu samooczyszczania wody oparty jest na pomiarach występowania w wodzie trzech komponentów biocenozy: reducentów, producentów i konsumentów. Jedną ze

słabych stron tej metody jest mała dokładność. Wynika ona stąd, że nie można policzyć pod mikroskopem wszystkich reducentów. W badaniach mikroskopowych bierze się pod uwagę tylko te formy z grupy bakterii, które można określić na podstawie ich cech morfologicznych. Nie uwzględnia się natomiast bakterii, które można identyfikować tylko na podstawie ich cech fizjologicznych i biochemicznych. Mimo to, taki podział organizmów pozwala na orientacyjną charakterystykę równowagi biocenotycznej badanego odbiornika.

Dalszym niedociągnięciem tej metody jest brak analizy jakościowej organizmów, co nie pozwala szacować czystości wody na podstawie organizmów wskaźnikowych. Duże zastrzeżenie budzi również „indeks jakości", który jest próbą połączenia wyników analiz biologicznych, bakteriologicznych i chemicznych. Wartość tej metody polega na interpretowaniu wyników hydrobiologicznych przy pomocy formuł matematyczno-statystycznych.

Ciekawy sposób interpretacji wyników biologicznych podał Pantle (1955, 1956). Wychodzi on z założenia, że stopień zanieczyszczenia wód powierzchniowych można określić na podstawie stosunków między organizmami w badanym środowisku, poprzez analizowanie ich saprobowości i częstości występowania.

Saprobowość organizmów oznaczył wartościami liczbowymi w sposób następujący:

Grupa saprobowa *S*	Wartość liczbowa
oligosaprobowa	1
α — mezosaprobowa	2
β — mezosaprobowa	3
polisaprobowa	4

W analizie ilościowej częstość występowania organizmów sprowadzał do trzech względnie czterech grup, podporządkowując im odpowiednie wartości liczbowe, a mianowicie:

Zaobserwowana częstość występowania organizmów	Wartość liczbowa
pojedynczo	1
dosyć licznie	3
licznie	5
masowo	7

Wyniki jakościowej i ilościowej analizy wody ujmował w półgraficzne tabele. Częstość występowania przedstawiał przy pomocy prostokątów a saprobowość *S* przez kreskowanie względnie zastosowanie odpowiednich

barw. Oznaczenia saprobowości S przy pomocy kreskowania ograniczał tylko do czterech stref saprobowych. Ponadto zalecał stosowanie różnych barw, które pozwalają na podkreślenie również stref przejściowych.

W celu określenia stopnia zanieczyszczenia Pantle obliczał średnią wartość indeksu saprobowego. Wartość ta opiera się nie na bezwzględnych liczbach określających saprobowość gatunków i ich częstość występowania, lecz na wzajemnym stosunku tych liczb w obrębie każdej grupy saprobowej oraz poszczególnych grup między sobą.

Każdy pojedynczy gatunek oceniał według jego saprobowości S i częstości występowania h. Pantle zaproponował, aby dla znalezionych organizmów wartość częstosci sprowadzić do jednej sumy w każdej strefie, t j. Σho, $\Sigma h\beta$, $\Sigma h\alpha$, Σhp. Dla każdego poprzecznego przekroju obliczał średnią wartość indeksu saprobowego według wzoru:

$$S = \frac{\Sigma (S \cdot h) o\alpha\beta p}{\Sigma h},$$

gdzie licznik stanowi sumę iloczynów wartości liczbowych saprobowości i częstości występowania dla każdej strefy, a mianownik jest sumą częstości występowania wszystkich oznaczonych gatunków.

Otrzymane wartości liczbowe dla poszczególnych przekrojów poprzecznych ujmuje w jeden podłużny przekroj, który charakteryzuje stan zanieczyszczenia wody na powierzchni badanego odcinka.

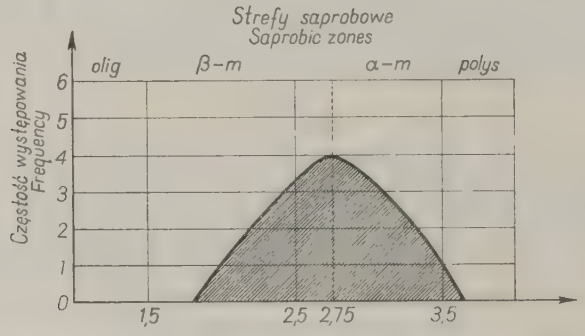
Ważną cechą indeksu saprobowego jest to, że przedstawienie wyników nie opiera się na dowolnie wybranych wielkościach porównawczych, lecz na podstawie matematycznego wyliczenia. Pewność wyników w tej interpretacji jest tym większa, im więcej oznaczy się organizmów, co z kolei zależy od czasu trwania badań.

Graficzne przedstawienie średnich indeksu wg Pantle'a pozwala na ustalenie nawet nieznacznych wahań, wskazujących na obniżenie względnie podwyższenie stopnia zanieczyszczenia badanego odbiornika. Indeksem saprobowym można posługiwać się również przy ocenie odbiornika ścieków przemysłowych kampanijnych przed i w czasie kampanii (np. cukrowej). Mimo dużej przydatności indeksu saprobowego Pantle'a dla charakterystyki poszczególnych odbiorników, w dalszym ciągu pozostaje otwarty problem użyteczności tej metody do porównywania charakterystyk dwóch różnych odbiorników, a to ze względu na szereg czynników właściwych tylko dla każdego z badanych odbiorników.

Pantle podaje, że indeks saprobowy może znaleźć także zastosowanie przy zaszeregowaniu organizmów roślinnych i zwierzęcych do poszczególnych grup saprobowych. Autor daje przykład, że na podstawie 330 badań przeprowadzonych nad *Carchesium polypinum* stwierdzono, iż optymalne warunki rozwoju dla tego organizmu znajdują się w strefie α-mezosapro-

bowej (rys. 1). Metodą tą można określić organizmy, których saprobowość jest nie znana lub wymaga korekty ze względu na zmiany charakteru większości odbiorników pod wpływem wzrostu stopnia zanieczyszczenia.

W praktyce okazało się, że opracowanie wyników wg metody Pantle'a bywa niewystarczające lub trudne do wykonania. Mianowicie jakościowa lista organizmów saprobowych wg Pantle'a przedstawiona w postaci półgraficznej tabeli nie daje jasnego obrazu jakościowych i ilościowych stosunków organizmów w poszczególnych grupach saprobowych. Korzystniejsze jest natomiast sporządzenie jakościowego zestawienia wg ogólnie przyjętego schematu.



Rys. 1. Częstość występowania *Carchesium polypinum* w poszczególnych strefach saprobowych

Fig. 1. Frequency of finding of *Carchesium polypinum* in different saprobic zones

olig — oligosaprobic α-m α-mesosaprobic
β-m β-mesosaprobic polys — polysaprobic

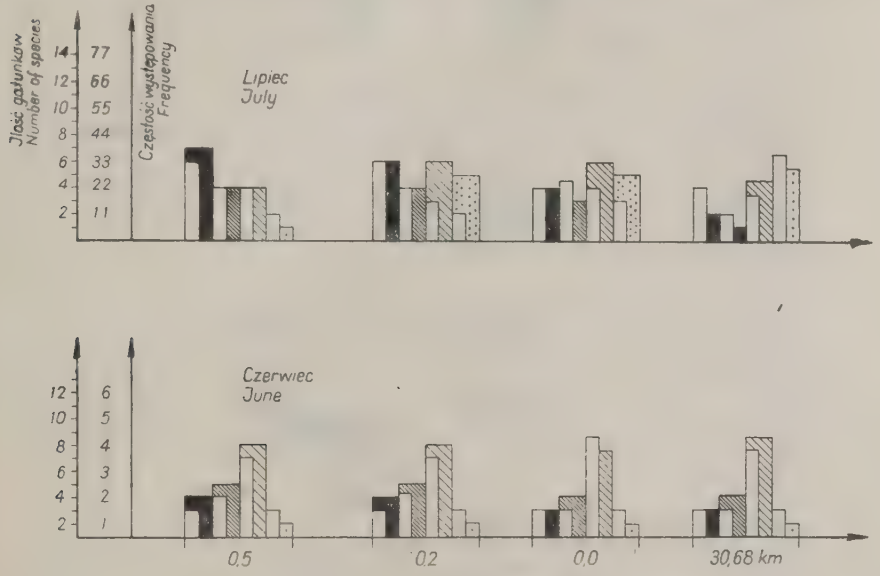
Indeks saprobowy — saprobic index (wg Pantle'a, Die Wasserwirtschaft, 1956, s. 209)

Niewystarczająca okazała się również stosowana przez Pantle'a analiza jakościowa planktonu sieciowego, gdyż przyjęte przez niego wartości częstości $h=1$, $h=3$, $h=5$, $h=7$ nie wskazują nawet w przybliżeniu liczby organizmów występujących w określonej ilości wody. Słuszne jest zatem przeprowadzenie analizy ilościowej bądź wg metody Gabriela, bądź na utrwalonym planktonie sieciowym (przy użyciu pipety i komory planktonowej). Organizmy przy tym zalicza się do większych grup systematycznych (np. *Bacteriae, Cyanophyceae, Fungi*) oraz otrzymane wyniki przedstawia się w postaci tabeli.

Dalszym uzupełnieniem pozwalającym na zorientowanie się w stosunkach biocenotycznych w danym środowisku jest porównanie stosunków ilościowych producentów, reducentów i konsumentów wyrażonych w procentach i przedstawionych w postaci krzywych. Krzywe te na ogół mają

przebieg podobny jak krzywe wartości BZT_5 i O_2 wzdłuż badanego odcinka odbiornika.

Dla zilustrowania metody interpretacji badań hydrobiologicznych wg Pantle'a oraz proponowanych modyfikacji zestawiono przykładowo fragment wyników badań nad wpływem ścieków miejskich na stopień zanieczyszczenia wód basenu portowego w Gdańsku (patrz praca następna str. 57).



Rys. 2. Stosunek ilościowy organizmów saprobowych

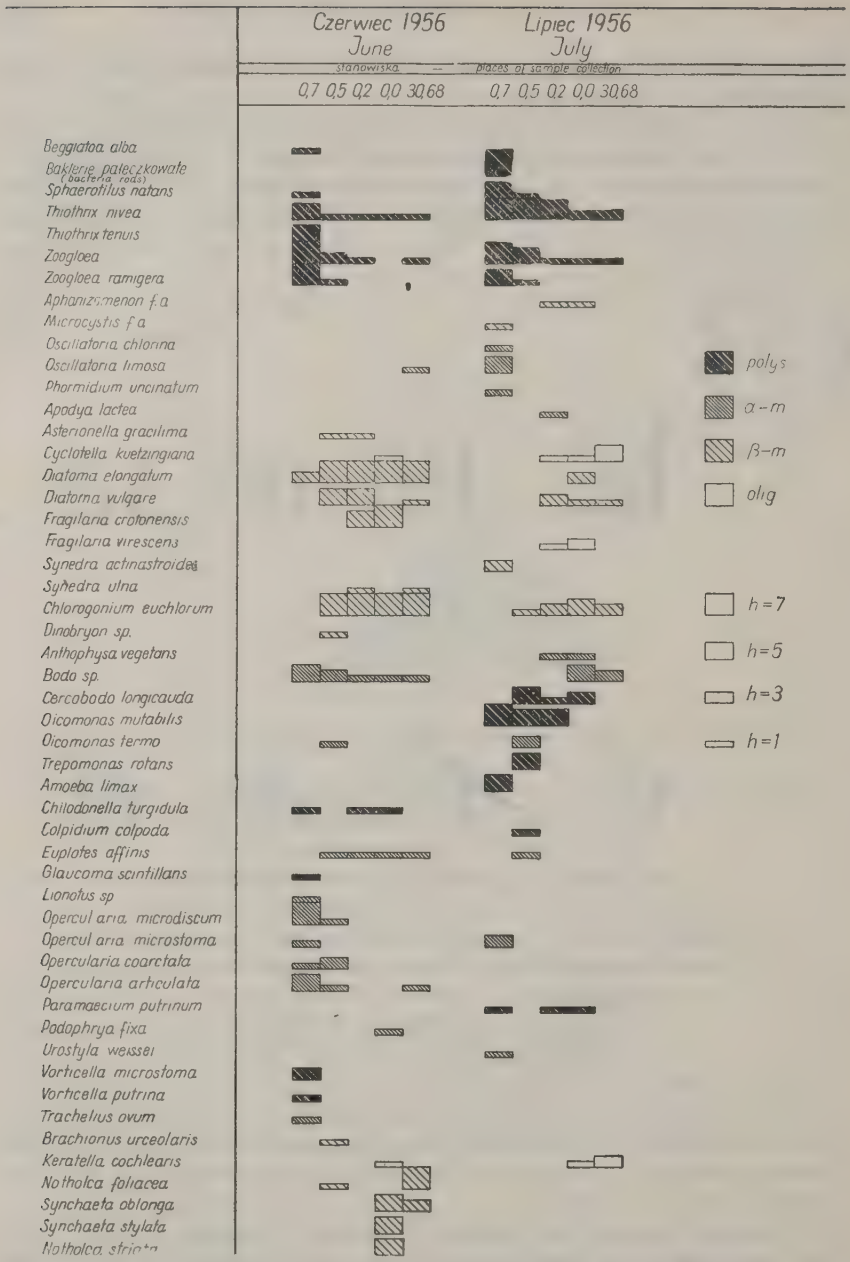
Fig. 2 Quantitative relationship of saprobic organisms

mean frequency of finding of organisms
średnia wartość częstości występowania organizmów saprobowych

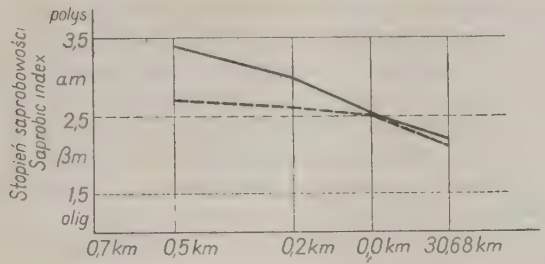
polys
α-m
β-m
olig
saprobowość organizmów
saprobic index of organisms

Jakościowe badania hydrobiologiczne wykonano na żywym planktonie sieciowym pobranym siatką planktonową nr 17. Ilościową analizę wykonano na planktonie utrwalonym formaliną, przy użyciu pipety i komory planktonowej.

Dołączone zestawienie ilościowe i jakościowe organizmów (tab. I i II oraz rys. 2) charakteryzujące stosunki ilościowe pomiędzy poszczególnymi grupami organizmów saprobowych mają na celu podkreślenie większej



Rys. 3. Zestawienie organizmów saprobowych wg wzoru Pantle'a
Fig. 3. Saprobic organisms listed according to Pantle's formula

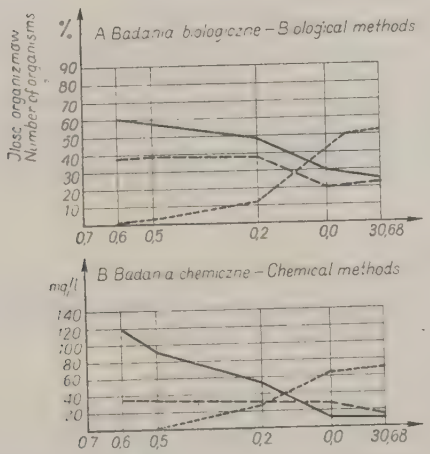


stanowiska — places of sample collecting

Rys. 4. Średnie ważone indeksu saprobowego wody z basenu Władysława IV w miesiącach letnich

Fig. 4. Saprobic index of the water in Władysław IV basin

——— lipiec — July
— — — — czerwiec — June



Rys. 5. Porównanie oznaczenia stopnia zanieczyszczenia wody dnia 2 lipca 1956 r. metodami biologiczną i chemiczną

Fig. 5. Comparative values of biological and chemical methods of measuring the degree of pollution in water (2th July 1956)

A ..... producenci — assimilating
——— reducenci — mineralisators
— — — — konsumenci — consuments

B ..... O_2 ($^1/_{10}$ mg/l)
——— utlenialność — oxygen consumption
— — — — BZT_5 — BOD_5

przejrzystości wyników badań w porównaniu do interpretacji proponowanej przez Pantle'a (rys. 3). Rysunek 4 charakteryzujący saprobowość wód basenu w porcie Gdańskim w czerwcu i lipcu wskazuje na różnice zanieczyszczenia w tych miesiącach na poszczególnych odcinkach badanego basenu. Rysunek 5 wskazuje na możliwość porównywania wyników badań hydrobiologicznych z niektórymi badaniami chemicznymi.

Z zestawień tych wynika, że zastosowana tu zmodyfikowana interpretacja wyników Pantle'a daje jasny obraz:

a) Zmian stopnia zanieczyszczenia w różnych okresach i w różnych stanowiskach

b) Saprobowości występujących organizmów

c) Stosunków ilościowych pomiędzy zasadniczymi składnikami biocenozy.

Metoda ta daje też możliwość graficznego porównania wyników badań hydrobiologicznych i fizyko-chemicznych.

LITERATURA

Cabejszek J., 1955: Nowe kierunki w biologicznej analizie wody. *Gaz, Woda, Techn. Sanit.*, **29**: 12.

Liebmann H., 1951: Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie. München.

Pantle R., 1955: Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. G. W. F., *Wasserfach*, **96**: 18.

Pantle R., 1956: Biologische Flussüberwachung. *Wasserwirtschaft*, **46**: 8.

I. Kulik-Kuziemska

USEFULNESS OF PANTLE'S METHOD FOR INTERPRETATION OF RESULTS IN HYDROBIOLOGICAL RESEARCHES

Summary

The usefulness of Pantle's method was ascertained on the basis of results obtained during the examination of water in Władysław IV basin in Gdańsk sea-port.

Some modifications were proposed by the author (in method of listing of results and in evaluation of frequency of organisms — sea tables and figures).

The results are illustrated by fig. 1—5.

Good correlation was found between the results of hydrobiological researches and of biochemical and physical water examination.

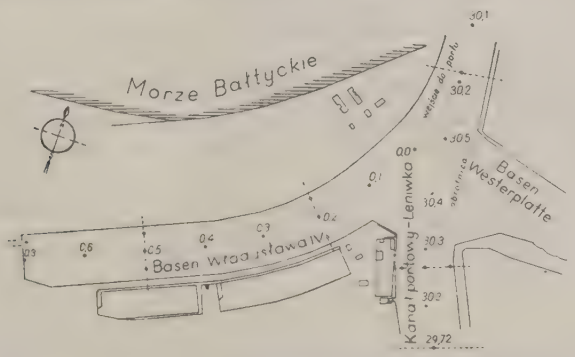
ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 57-66

I. Kulik-Kuziemska

CHARAKTERYSTYKA BIOLOGICZNA WÓD BASENU PORTOWEGO W GDAŃSKU W REJONIE ZRZUTU ŚCIEKÓW MIEJSKICH

Z Instytutu Budownictwa Wodnego PAN w Gdańsku

Basen Władysława IV w Porcie Gdańskim jest odbiornikiem ścieków miejskich pochodzących od około 100 000 mieszkańców Gdańska. Ścieki poddane są uprzednio oczyszczaniu mechanicznemu, a w 40% również i biologicznemu w oczyszczalni miejskiej na Zaspie pracującej metodą osadu czynnego. W roku 1956 i częściowo w 1957, w odstępach jednomiesięcznych, przeprowadzono badania nad stopniem zanieczyszczenia wód basenu Władysława IV spływającymi do niego ściekami.



Rys. 1. Plan sytuacyjny oraz lokalizacja miejsc poboru prób wody
Fig. 1. Plan of situation and localization of places of samples collecting

Basen Władysława IV (rys. 1) będący bezpośrednim odbiornikiem ścieków jest jednym z bezprzepływowych basenów portowych, o dużym ruchu statków. Przy nadbrzeżach, wzdłuż całego basenu, znajdują się magazyny portowe. Głębokość basenu wynosi około 11 m, szerokość 90 m,

a długość 700 m. Wylot basenu Władysława IV łączy się z głównym kanałem portowym, znacznie w tym miejscu rozszerzonym. Następuje tu wymieszanie się powierzchniowych warstw wody z basenu Władysława IV z wodą słodką z rzeki Leniwki o niestałym i niewielkim przepływie, prowadzoną głównym kanałem portowym. W samym basenie następuje wymieszanie się ścieków nie z wodą słodką, lecz z wodą morską zalegającą na dnie basenu.

Wzajemny stosunek wód morskich i ściekowych w basenie Władysława IV kształtuje się zależnie od położenia między miejscem wpływu ścieków a wylotem basenu i utrzymuje się w granicach 1 : 2 - 4 : 1.

Zmieniający się w tak szerokich granicach stopień rozcieńczenia zmusił do wyznaczenia aż kilkunastu stanowisk badań na odcinku zaledwie 700 m. Poniżej zaznaczono tylko najbardziej charakterystyczne stanowiska:

Stanowisko I (0,7 km) — basen Władysława IV — miejsce wpływu ścieków

Stanowisko II (0,5 km) — basen Władysława IV w odległości 200 m od miejsca wpływu ścieków

Stanowisko III (0,2 km) — basen Władysława IV w odległości 500 m od miejsca wpływu ścieków

Stanowisko IV (0,0 km) — główny kanał portowy na wysokości basenu Władysława IV po lewej stronie

Stanowisko V (30,68 km) — główny kanał portowy poniżej basenu Władysława IV, wyjście na Redę Gdańską.

Próbki do badań pobierano z głębokości 0,5 i 5 m.

Na podstawie przeprowadzonych badań hydrobiologicznych stwierdzono, że większą część sestonu sieciowego tj. około 60-70% stanowi trypton pochodzenia nieorganicznego (drobne cząsteczki mułu). Stwierdzono też znaczną ilość gatunków żywych organizmów, co obrazuje poniższa tabelka.

Głębokość	Ogólna ilość gatunków	Bakterie	Organizmy	
			roślinne	zwierzęce
0,5 m	215	12	87	116
5 m	98	5	53	40

W fitoplanktonie grupę najbogatszą pod względem ilości gatunków stanowią okrzemki (45 gatunków). Nie stwierdzono jednak takiego gatunku, który występowałby we wszystkich porach roku. Bogatą grupą pod względem ilości organizmów są bakterie. Zooplankton, jakkolwiek reprezentowany jest przez największą ilość gatunków (szczególnie *Ciliata* — 72 gatunki), stanowi pod względem ilości osobników grupę najuboższą, z wyjątkiem niektórych drobnych, bezbarwnych wiciowców, np *Bodo sp.*

Tabela I

Zestawienie organizmów występujących w wodach basenu Władysława IV w Porcie Gdańskim

List of organisms found in the water of Władysław IV basin in Gdańsk

Organizmy Organisms	Saprobowość Saprobic type	Czerwiec — June 1956					Lipiec — July 1956				
		Stanowisko — Place of collecting the samples									
		0,7	0,5	0,2	0,0	30,68	0,7	0,5	0,2	0,0	30,68
Bakterie pałeczkowate (*Bacteria-rods*)	p	—	—	—	—	—	7	—	1	—	—
Beggiatoa alba	p	1	—	—	—	—	1	—	—	—	—
Sphaerotilus natans	p	1	—	—	—	—	5	1	—	—	—
Sarcina paludosa	p	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Thiothrix nivea	p-αm	5	1	1	1	1	7	7	7	3	3
Thiothrix tenuis	p	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Zoogloea ramigera	p-αm	5	1	—	—	—	7	1	—	—	—
Zoogloea sp.	p	7	1	1	—	—	7	5	1	1	1
Aphanizomenon flos-aquae	βm	—	—	—	—	—	—	1	1	1	—
Microcystis flos-aquae	βm	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—
Oscillatoria limosa	αm-βm	—	—	—	—	1	5	—	1	—	—
Phormidium uncinatum	αm	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—
Apodya lactea	αm	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—
Fungi non det.		—	—	—	—	—	1	1	—	—	—
Pediastrum Boryanum	βm	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1
Stigeoclonium sp.		—	—	—	—	—	—	—	1	1	1
Ulothrix zonata	olig	—	—	—	—	—	—	—	1	1	1
Ulothrix subtilissima	olig	—	—	—	—	—	—	—	1	1	—
Chlorogonium euchlorum	βm	—	7	7	7	7	—	1	3	5	3
Dionobryon sociale	olig	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—
Asterionella gracillima	βm	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—
Chaetoceros Wighami		—	1	1	1	1	—	1	—	—	—
Cyclotella kuetzingiana	olig	—	—	—	1	—	—	—	1	1	5
Cyclotella quadricincta		—	—	—	1	—	—	—	—	—	—
Diatoma elongatum	βm	3	5	7	7	7	—	—	—	3	—
Diatoma vulgare	βm	—	5	5	—	1	—	—	3	1	1
Fragilaria capucina	olig	—	1	—	—	1	—	—	—	—	1
Fragilaria crotonensis	olig-βm	—	—	5	7	—	—	—	—	—	—
Melosira italica	olig-βm	—	—	1	—	—	—	—	1	—	—
Melosira varians	βm	—	1	—	1	1	—	1	—	3	1
Pleurosigma acuminatum		—	—	—	—	1	—	—	—	—	—
Synedra ulna	olig-βm	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—

Tabela 1 (c. d).

Organizmy Organisms	Saprobowość Saprobic type	Czerwiec — June 1956					Lipiec — July 1956				
		Stanowisko — Place of collecting the samples									
		0,7	0,5	0,2	0,0	30,68	0,7	0,5	0,2	0,0	30,68
Anthophisis vegetans	αm	—	—	—	—	—	—	1	1	1	—
Bodo sp.	p-αm	5	3	1	1	1	—	—	—	—	—
Cercobodo longicuda	p-αm	—	—	—	—	—	—	5	3	3	—
Oicomonas jaculans	αm-βm	—	—	—	—	—	—	5	5	5	3
Oicomonas mutabilis	p-αm	3	1	—	—	—	7	3	5	—	—
Amoeba limax	p-αm	—	—	—	—	—	5	—	—	—	—
Amoeba limicola		—	—	—	—	—	3	—	—	—	—
Arcella vulgaris	βm	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—
Chilodonella turgidula	p	1	—	1	1	—	—	—	—	—	—
Colpidium colpoda	p-αm	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—
Euplotes affinis	αm-βm	—	1	3	1	1	—	—	—	—	—
Glaucoma scintilans	p-αm	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Lionotus sp.	αm-βm	1	—	—	1	—	—	—	—	—	—
Opercularia articulata	αm	5	—	—	—	1	—	—	—	—	—
Opercularia coarctata	αm-βm	1	3	—	—	—	—	—	—	—	—
Opercularia coretre	αm	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—
Opercularia microstoma	αm-βm	1	—	—	—	—	3	—	—	—	—
Opercularia microdiscum	αm-βm	7	1	—	—	—	—	—	—	—	—
Paramaecium putrinum	p-αm	—	—	—	—	—	1	—	1	—	—
Podophrya fixa	αm	1	—	—	—	—	1	—	—	—	—
Urostyla weissei	αm	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—
Vorticella campanula	βm	—	—	1	—	1	—	—	—	—	—
Vorticella cupifera		—	—	—	—	—	—	—	1	—	—
Vorticella convalaria	αm	1	—	—	—	—	1	—	—	—	—
Vorticella globosa		—	—	1	—	—	—	—	—	—	—
Vorticella microstoma	p-αm	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Vorticella putrina	p-αm	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Tintinnopsis tubulosa		—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
Zoothamnium sp.		—	—	—	—	—	—	—	—	1	—
Asplanchna brightwelli		—	1	—	—	—	—	—	—	—	—
Brachionus Backeri		—	1	—	—	—	—	—	—	—	—
Brachionus urceolaris	βm	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—
Keratella cochlearis	olig	—	—	—	—	—	—	—	1	1	—
Keratella aculeata	olig	—	—	—	—	—	—	—	—	1	3
Keratella aculeata v. diver.	olig	—	—	1	1	1	—	—	—	—	1
Notopus clavulatus		—	7	3	1	1	—	—	1	—	1
Notholca foliacea	βm	—	1	1	—	7	—	—	—	—	—

Tabela I (c. d).

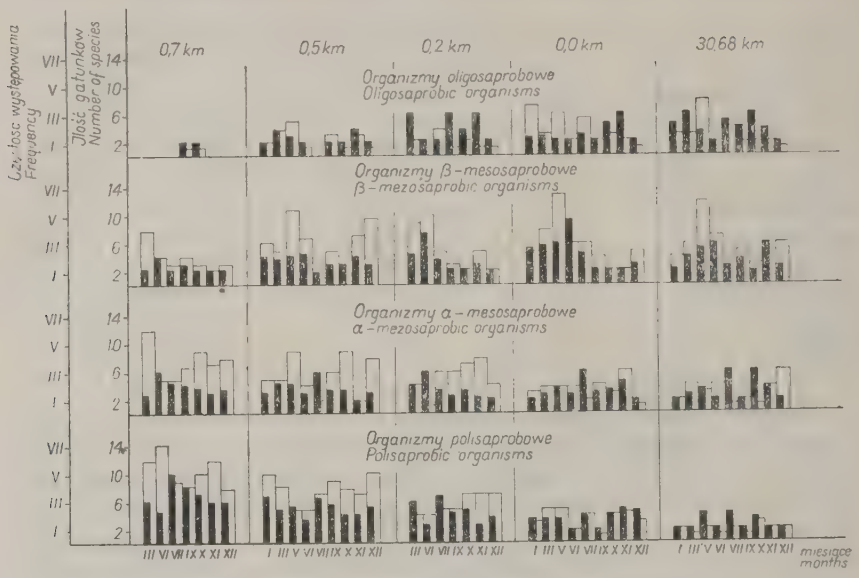
Organizmy Organisms	Saprobowość Saprobic type	Czerwiec — June 1956					Lipiec — July 1956				
		Stanowisko — Place of collecting the samples									
		0,7	0,5	0,2	0,0	30,68	0,7	0,5	0,2	0,0	30,68
Nothoica striata	βm	—	—	—	5	—	—	—	—	—	—
Synchaeta sp.		—	—	—	1	—	—	—	—	—	—
Synchaeta oblonga	βm	—	—	5	—	3	—	—	—	—	—
Synchaeta stylata	βm	—	—	5	—	—	—	—	—	—	—
Nauplius		—	—	1	1	—	1	1	15	5	1
Cyclops		—	—	—	1	—	—	—	3	1	1

Stosunki ilościowe poszczególnych grup organizmów ulegały zmianie zależnie od oddalenia od miejsca wpływu ścieków. Tak np. na stanowisku oznaczonym 0,7, to jest najbliżej miejsca wpływu ścieków, przeważają bakterie *Zoogloea* i *Thiothrix* oraz bezbarwne wiciowce. Na stanowisku 0,5 km ilość bakterii maleje. Niektóre bakterie jak *Zoogloea ramigera, Beggiatoa alba* i *Spirillum* spotyka się sporadycznie. Przewagę nadal zachowuje *Thiothrix nivea*. Ilość *Zoomastigina* także maleje, wzrasta natomiast ilość okrzemek. Na stanowisku tym spotykano także pojedyncze osobniki typowych form morskich orzęska *Tintinnopsis lohmanii* i okrzemkę *Chaetoceros vighamii*. W miarę oddalania się od źródła zanieczyszczenia, ilościowy stosunek bakterii do pozostałych grup organizmów zmienia się na korzyść tych ostatnich. Na stanowisku 0,0 km bakterie stanowią $^1/_5$ tej ilości, jaką spotykano w miejscu największego zanieczyszczenia. W punkcie tym również jednak maleje ogólna ilość organizmów. To samo zjawisko obserwuje się w głównym kanale portowym przy wyjściu na Redę Gdańską (stanowisko 30,68 km).

Na głębokości około 5 m, w przeciwieństwie do warstw powierzchniowych, różnice pomiędzy składem zespołów organizmów na poszczególnych stanowiskach są niewielkie. Ogólna ilość organizmów ulega obniżeniu, spotyka się tu jednak formy nie występujące w warstwach powierzchniowych.

W basenie Władysława IV przeważają organizmy słodkowodne. W ogólnej ilości organizmów tylko 20 % należało do form słonowodnych. W głębszych partiach wody (5 m głębokości) tylko 31% znalezionych gatunków należało do form słonowodnych. Organizmy morskie w basenie Władysława IV występowały raczej sporadycznie, co świadczy, że dostały się tam przypadkowo.

Patrząc na zespół fito- i zooplanktonu z punktu widzenia saprobo-



Rys. 2. Stosunek ilościowy organizmów saprobowych
Fig. 2. Relative frequency of organisms belonging to different saprobic groups

wości (rys. 2), w powierzchniowej warstwie wody stwierdzono następujące ilości gatunków w poszczególnych grupach saprobowych:

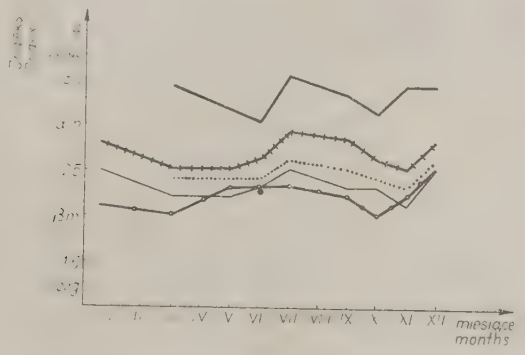
poli-αmezo	αmezo-βmezo	βmezo-olig	oligo
27	49	32	7

Najwięcej organizmów typowych dla silnego zanieczyszczenia występuje w pobliżu wpływu ścieków. Są to bakterie oraz bezbarwne wiciowce. Stwierdzono tam również dużą różnorodność *Ciliata*, szczególnie *Vorticellidae*, które przypuszczalnie dostają się do basenu razem ze ściekami. Większość *Vorticellidae* (*Vorticella microstoma, Vorticella putrina, Opercularia coarctata* i *Opercularia microstoma*) oraz niektóre wolno pływające pierwotniaki wchodzą w skład osadu czynnego przy biologicznym oczyszczaniu ścieków przed wprowadzeniem ich do basenu. Niewłaściwy opad osadu jest prawdopodobnie przyczyną stałego dopływu tych organizmów do basenu.

W miarę oddalania się od źródła zanieczyszczenia maleje ilość, jak również częstość występowania organizmów poli-*α* mezosaprobowych. Wzrasta natomiast ilość form charakterystycznych dla wód o mniejszym zanieczyszczeniu (rys. 2).

Z powyższego wynika, że w miarę oddalania się od źródła zanieczyszczenia maleje zanieczyszczenie wody, co najlepiej obrazuje krzywa indeksu saprobowego wg wzoru Pantle'a (rys. 3).

Z otrzymanych wartości liczbowych wynika, że w miejscu wpływu ścieków (0,7 km) woda ma charakter przejściowy między strefą poli-saprobową a α-mezosaprobową. Stan ten charakterystyczny jest dla wszystkich miesięcy w badanym okresie. Na pozostałych stanowiskach basenu zanieczyszczenie utrzymuje się w strefie α-mezosaprobowej. Bardziej wyraźne obniżenie stopnia saprobowego obserwuje się dopiero w górnym kanale portowym na wysokości basenu Władysława IV. Woda ma tu charakter przejściowy pomiędzy strefą α-mezosaprobową a β-mezosaprobową. W głównym kanale portowym, przy wyjściu na Redę Gdańską, woda ma już charakter β-mezosaprobowy.



Rys. 3. Średnie ważone indeksu saprobowego wody w basenie Władysława IV z 9 miesięcy na głębokości 0,5 m

Fig. 3. Saprobic indices of the water in Władysław IV basin during 9 months of examination (depth=0,5 m)

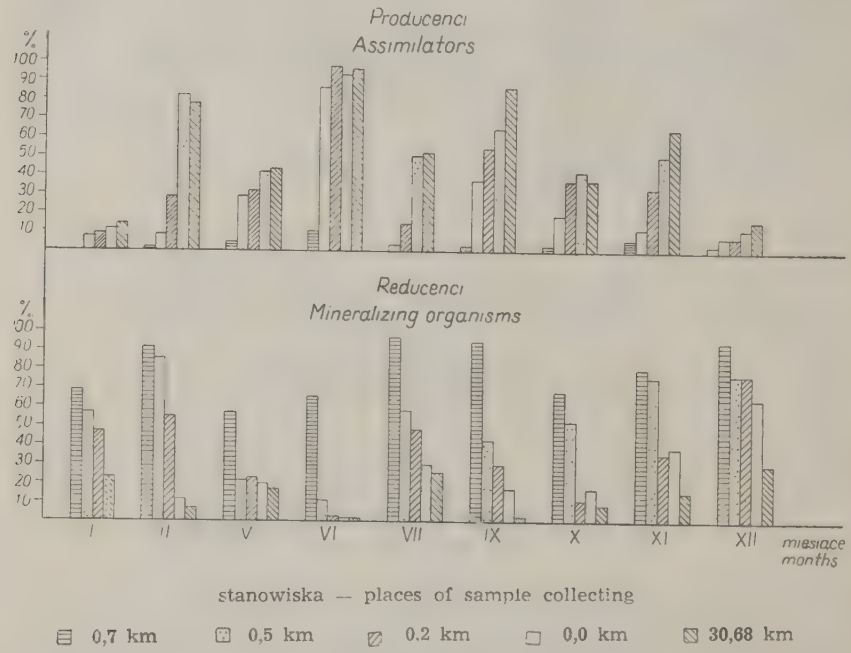
stanowiska — places of sample collecting

——— 0,7 km o—o—o 0,0 km
|—|—| 0,5 km ———30,68 km
····· 0,2 km

Rozpatrując zanieczyszczenie basenu Władysława IV w okresie badawczym należy stwierdzić, że warunki hydrometeorologiczne wywierają bardzo poważny wpływ na stopień zanieczyszczenia wody. Najwyższe zanieczyszczenie obserwuje się w okresie letnim (maksimum w lipcu) oraz w okresie zimowym (grudzień, styczeń). W okresie wiosennym i jesiennym zanieczyszczenie wody w basenie jest mniejsze. Dane te potwierdzają sto-

sunki ilościowe między poszczególnymi grupami organizmów, stanowiącymi elementy biocenozy, tzn. producentami, reducentami i konsumentami (rys. 4).

Maksymalna ilość reducentów (bakterie, które można było oznaczyć pod mikroskopem) występuje w miejscu wpływu ścieków. W miarę oddalania się od źródła zanieczyszczenia ilość reducentów zdecydowanie maleje, wzrasta natomiast liczba producentów. Ta współzależność między redu-



Rys. 4. Procentowy stosunek ilości reducentów i producentow w wodzie basenu Władysława IV z 8 miesięcy na głębokości 0,5 m

Fig. 4. Relative frequency (in per cent) of assimilators and mineralizing organisms in the water of Władysław IV basin during 8 months (depth=0,5 m)

centami a producentami jest charakterystyczna nie tylko w przestrzennym rozmieszczeniu tych grup, lecz także w poszczególnych okresach badawczych. Konsumenci charakteryzują się dużą różnorodnością gatunków, ilość ich nie jest jednak charakterystyczna ani dla poszczególnych punktów poboru w basenie, ani dla poszczególnych okresów badawczych.

Na głębokości 5 m znaleziono bardziej jednostajne warunki. Ogólny stopień zanieczyszczenia wody jest tu mniejszy, waha się w granicach

Tabela II

Zestawienie ilościowe sestonu sieciowego w wodach basenu Władysława IV w Porcie Gdańskim
Number of seston organisms in the water of Władysław IV basin in Gdańsk

Grupy Groups	Czerwiec — June 1956					Lipiec — July 1956				
	Stanowisko — Place of collecting the samples									
	0,7	0,5	0,2	0,0	30,68	0,7	0,5	0,2	0,0	30,68
Bacteria	75 504	41 151	5 445	2 762	2 798	229 844	13 157	4 912	1 885	1 448
Cyanophyceae	—	132	99	—	66	980	294	—	99	66
Ulothrichales	—	—	—	—	—	—	33	—	33	33
Protococcales	—	—	—	—	—	—	—	33	66	33
Diatomeae	4 619	101 409	174 801	197 209	367 512	4 287	99	397	1 023	1 489
Chloromastigina	3 069	230 377	27 720	1 650	4 950	1 188	363	857	1 848	889
Zoomastigina	30 009	1 089	1 907	1 692	16 500	10 158	6 009	1 366	1 168	1 378
Rhizopoda	363	—	—	792	330	1 617	—	—	132	—
Ciliata	1 739	1 452	495	429	369	594	132	66	33	33
Rotatoria		9 438	792	33	396	—	66	—	33	328
Copepoda	—	—	—	66	—	—	—	660	199	—
	Trypton									
Włókna roślinne — Plant fibers	330	—	—	—	—	4 229	198	330	33	317
Włókna zwierzęce — Animal fibers	330	—	—	—	—	459	66	—	—	—
Szczątki roślinne — Plant detritus	561	198	204	66	66	99	—	66	33	—
Szczątki zwierzęce — Animal detritus	66	396	—	—	66	—	—	—	—	—
Mikrocząstki mułu — Microscopic mud particles	28 743	6 732	4 059	4 257	2 357	43 263	7 590	4 158	3 399	11 885
Ziarenka piasku — Sand	231	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Pyłek węgla — Coal particles	321	396	139	297	33	99	198	—	99	99
Krople smaru — Oil droplets	—	—	—	66	—	—	—	—	—	66

między strefą α-mezosaprobową a β-mezosaprobową. Jest on prawie taki sam na całej długości basenu.

Ciekawe są również warunki istniejące w warstwach przydennych i na dnie. Analizy próbek dennych wykazały przede wszystkim występowanie bakterii, szczególnie bakterii siarkowych. Wyższe organizmy spotykano sporadycznie. Na całej długości basenu dno pokryte jest grubą warstwą czarnego, półpłynnego mułu, silnie cuchnącego na skutek rozkładu szczątków organicznych, które dostają się do basenu ze ściekami.

Na podstawie omówionych materiałów, jak również po uwzględnieniu specyficznych warunków panujących w basenie można wnioskować, że występujące w wodach basenu organizmy nie stanowią jednolitej biocenozy. Zespół organizmów występujący w basenie Władysława IV zasilany jest z jednej strony przez organizmy morskie a z drugiej strony przez organizmy z osadu czynnego oczyszczalni ścieków, których skład jakościowy ulega także wahaniom w zależności od zmian zachodzących w samym osadzie czynnym oczyszczalni. Ponadto, ciągły ruch statków w znacznej mierze przyczynia się do wymieszania się wód zarówno powierzchniowych jak i przydennych wraz z mułem, co nie wpływa korzystnie na stabilizację biocenozy. Najważniejszym jednak czynnikiem oddziaływającym na zespół organizmów występujących w basenie są ścieki.

I. Kulik-Kuziemska

BIOLOGICAL CHARACTERISTIC OF THE WATER IN WŁADYSŁAW IV BASIN IN SEA-PORT OF GDAŃSK

Summary

On the basis of the analysis conducted in former paper (Kulik-Kuziemska 1959) — the degree of contamination of water with sewage and the process of water purification was examined. The results are illustrated in tables and figures.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 67-76

J. Paluch i *M. Zdybiewska*

CHARAKTERYSTYKA NIEKTÓRYCH BAKTERII WYIZOLOWANYCH Z WODY FILTRÓW POSPIESZNYCH NA STACJI WODOCIĄGOWEJ W KOZŁOWEJ GÓRZE *

Z Katedry Techniki Sanitarnej oraz Katedry Technologii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej w Gliwicach

WSTĘP

Już przed przeszło 30 laty Thienemann (1925) pisał: „Eine grosse Rolle werden die Bakterien für die Stoffwächselvorgänge im Seewasser und vor allem Seeschlamm spielen. Es muss in den verschiedenen Seetypen eine qualitativ und quantitativ ganz verschieden entwickelte Bakterienflora vorhanden sein. Doch fehlt es uns darüber völlig an positiven Kenntnissen". Słowa te do dnia dzisiejszego są aktualne. Niecałkowicie poznano dotychczas procesy mikrobiologiczne zachodzące w powierzchniowych zbiornikach wodnych a także skład jakościowy mikroflory bakteryjnej większości zbiorników tego typu. Jest to zupełnie zrozumiałe między innymi ze względu na coraz większe zanieczyszczenie tych wód ściekami bytowo-gospodarczymi, a przede wszystkim przemysłowymi, które w sposób decydujący wpływają na stosunki biocenotyczne w wodach. Znajomość składu biocenozy bakteryjnej (oczywiście obok poznania innych organizmów żywych) nabiera ostatnio coraz poważniejszego znaczenia z punktu widzenia ochrony wód przed zanieczyszczeniem, możliwości regulowania normalnego przebiegu procesów samooczyszczenia się wód, a więc także z punktu widzenia ochrony zasobów wodnych i możliwości wykorzystania wody w gospodarce człowieka.

W ostatnich latach spotyka się coraz więcej prac poświęconych jakościowym badaniom mikroflory bakteryjnej wód. Tak np. Baier (1936) w obszernej publikacji poza przeglądem bibliograficznym podaje wyniki własnych badań nad występowaniem bakterii w różnych wodach stojących.

* Dalszym ciągiem tej pracy są wcześniej opublikowane badania Paluch a, Szulickiej i Szymkiewicz (1957) nad charakterystyką działalności filtrów pospiesznych w Kozłowej Górze przy pomocy wskaźników biologicznych i mikrobiologicznych.

Taylor (1942) porównuje bakterie znalezione w wodach powierzchniowych z bakteriami glebowymi. Kuchar (1954) publikuje wyniki badań bakteriologicznych i limnologicznych wykonanych w małych powierzchniowych zastoiskach wodnych. Wolters i Schwartz (1956) w obszernym studium nad występowaniem drobnoustrojów w wodach gruntowych czerpanych dla celów wodociągowych szczegółowo omawiają wyizolowane rodzaje, gatunki i szczepy bakteryjne.

Zagadnienie jakościowego składu biocenozy bakteryjnej obszernie omawiane jest w licznych pracach dotyczących wód morskich. Przede wszystkim Zobell (1946) poświęcił tej sprawie oddzielną monografię, a liczni badacze, jak np. Kris i Markianowicz (1954), Miefiedowa (1955), dali obszerną charakterystykę bakterii znalezionych w wodach północnej części Oceanu Spokojnego i w Morzu Czarnym.

Badania stanu bakteriologicznego płytkiego zbiornika wodnego w Kozłowej Górze o powierzchni około 580 ha, powstałego przez przegrodzenie tamą doliny rzeki Brynicy, przeprowadzone w latach 1952 i 1953 (Paluch i współpracownicy 1956), wskazywały na dużą ilość bakterii dających wzrost na mięsno-peptonowej żelatynie, przy czym bardzo często nie można było obliczyć na płytkach Petriego ilości bakterii ze względu na upłynnianie podłoża. Tego rodzaju zjawisko zaobserwowano także w następnych latach w tym samym zbiorniku, jak i w innych wodach powierzchniowych na Śląsku (Paluch i współpracownicy 1956 a, 1956 b, 1956 c). Nasunęło to myśl gruntowniejszego przebadania tego typu mikroflory bakteryjnej, tym bardziej że zbiornik w Kozłowej Górze przeznaczony jest dla celów wodociągowych. W pierwszej fazie orientacyjnie zbadano jakość mikroflory bakteryjnej w samym zbiorniku powierzchniowym w dwóch punktach: w wodzie dopływającej z rzeki Brynicy i w najgłębszym miejscu zbiornika (stanowisko Nr IX). Stwierdzono (Paluch i współpracownicy 1956 a), że w wodzie tej (poza różnymi typami pałeczki okrężnicy) występują dające wzrost na mięsno-peptonowej żelatynie bakterie z rodzaju *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Bacterium* i *Bacillus*, w większości nie będące formami typowymi dla środowiska wodnego. Podobnie stwierdzono występowanie wzrastających na mięsno-peptonowym agarze różnych nietypowych dla środowiska wodnego bakterii z rodzaju *Micrococcus*, *Sarcina*, *Bacterium*, *Chromobacterium*, *Bacillus* i szeregu innych, których nie udało się bliżej określić.

Wodę zmagazynowaną w powierzchniowym zbiorniku w Kozłowej Górze (bliższy jego opis podano w cytowanych pracach Palucha i współpracowników) tłoczy się z ujęcia przy zaporze na stację wodociągową do tzw. zbiornika surowej wody, a następnie na otwarte filtry pospieszne. Tak więc jakość mikroflory bakteryjnej znajdującej się w wodzie surowej odpowiada mikroflorze bytującej w zbiorniku powierzchniowym.

Jednakże w niektórych latach, szczególnie w okresach posuchy, przy niskim stanie wody w zbiorniku powierzchniowym stacja wodociągowa ze względów eksploatacyjnych czerpie dodatkowo wodę pochodzącą z odpływu zbiornika, która przesącza się przez jaz oraz wody spływające do odpływu z otaczających pól, łąk, rowów obwodowych i spływy ze stawu w Świerklańcu. Wody te zawierają znacznie większe ilości bakterii niż woda w zbiorniku powierzchniowym, przez co zanieczyszczają one (pod względem bakteriologicznym a także chemicznym) surową wodę na stacji wodociągowej. Tego rodzaju wadliwa w zasadzie, a jednak konieczna, gospodarka wodna powoduje niwelowanie efektów samooczyszczania się wody zmagazynowanej w zbiorniku powierzchniowym (P a l u c h i współpracownicy 1956, 1956 a, 1956 b), zmieniając tym samym biocenozę drobnoustrojową dostającą się do zbiornika surowej wody na stacji wodociągowej.

Charakterystyka wody doprowadzanej do filtrów jest pod względem fizyko-chemicznym dość zmienna: jej zasadnicze cechy i właściwości zmieniają się w następujących granicach:

barwa	20 —50 mg/l Pt
mętność	8 —18 mg/l SiO_2
pH	7,1— 7,9
twardość ogólna	4,8— 8,1° n
dwutlenek węgla	2,7—19,2 mg/l CO_2
utlenialność	6,1—11,4 mg/l O_2
żelazo	0,1— 0,7 mg/l Fe
mangan	do 0,57 mg/l Mn

Jak stwierdzono na podstawie innych badań (prace Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych 1951-1956) — istniejące filtry pospieszne są niewystarczające dla odpowiedniego oczyszczania wody bez zastosowania dodatkowych procesów koagulacji.

Dlatego też wydawało się celowe przebadanie składu bakteriologicznego wody nie tylko przed filtrowaniem ale także wody filtrowanej. W ten sposób bowiem można określić pod względem bakteriologicznym nie tylko jakość wody surowej, ale także działanie samych filtrów pospiesznych na mikroflorę bakteryjną, co może mieć znaczenie dla dalszej eksploatacji tego typu złóż.

METODA PRACY

W ciągu 1954 r. w czasie systematycznych badań stanu bakteriologicznego wody zbiornika w Kozłowej Górze (P a l u c h i współpracownicy 1956 a), jednym z punktów poboru próbek wody do badań był zbiornik surowej wody. W celu uchwycenia działania filtrów pospiesznych, zatrzymujących nie tylko zawiesinę ale także częściowo bakterie, pobierano próbki wody przed filtrem i na jego wypływie po filtrowaniu, określając mikroflorę bakteryjną także w wodzie filtrowanej. Próbki pobie-

rano przeciętnie dwa razy miesięcznie od lutego do września 1954 r. W pobranych próbach oznaczano między innymi, ilość kolonii na mięsno-peptonowej żelatynie w temperaturze 20°+1° (inkubacja 48±3 godziny). Po obliczeniu ilości kolonii określano pod lupą binokularną wygląd tych kolonii. Następnie pod mikroskopem obserwowano barwione fuksyną preparaty z poszczególnych kolonii. Z kolonii wyraźnie od siebie różniących się, zarówno upłynniających jak nie upłynniających żelatyny, przygotowywano metodą rozcieńczeń czyste kultury i określano właściwości morfologiczne oraz biochemiczne poszczególnych szczepów.

Próby morfologiczne polegały na barwieniu preparatów wg Grama, pomiarze wielkości komórek, określaniu zdolności ruchu w kropli wiszącej oraz zdolności przetrwalnikowania. W celu stwierdzenia zdolności do przetrwalnikowania preparaty z hodowli kilkudniowych (5-10 dni) barwiono zielenią malachitową (Jakubowska 1954, Zdybiewska 1956).

Właściwości biochemiczne badanych kultur określano na różnych podłożach, oznaczając intensywność rozwoju umownymi znakami. Zdolność wzrostu na płynnym bulionie określano porównawczo stopniem zmętnienia podłoża, wytwarzaniem osadu, powstawaniem kożuszka. Zdolność wzrostu i wygląd kolonii na ziemniaku określano w sposób podobny. Właściwości proteolityczne kultur oraz stosunek do tlenu oznaczano na kłutej żelatynie.

Zdolność hydrolizy skrobi badano na podłożu z rozpuszczalną skrobią. Po 48-godzinnej hodowli na płynnym podłożu dodawano kilka kropli roztworu jodu (20 ml 0,1 n J_2 i 80 ml wody destylowanej) i sprawdzano zabarwienie hodowli.

Koagulację mleka lub jego peptonizację oznaczano, szczepiąc kultury na odtłuszczone mleko z lakmusem (Hampl 1946), przez co dodatkowo uzyskiwano wskazanie zmiany odczynu.

Fermentację poszczególnych cukrów — glikozy, fruktozy, laktozy i sacharozy — określano na 1-procentowych roztworach cukrów w wodzie peptonowej (Przesmycki 1954).

Redukcję azotanów do azotynów określano w pożywce płynnej Beijerincka z dodatkiem 2% mannitolu zamiast soli kwasów organicznych (Omeliański 1940). Wynik tej reakcji stwierdzano przy użyciu metody cynkowo-jodowo-skrobiowej po 48-godzinnej hodowli w temperaturze 37°.

Zdolność gnilnego rozkładu płynnego bulionu określano jakościowo po 48 godzinach inkubacji, oznaczając wytwarzanie się indolu i siarkowodoru. Próby na indol przeprowadzano, zadając hodowlę odczynnikiem Kovatsa (Manual of Methods .. 1951) dodając eter etylowy w celu szybszego wyekstrahowania wytworzonego indolu.

Wytwarzanie siarkowodoru stwierdzano również w płynnej hodowli bulionowej po 48 godzinach w temperaturze 37°, umieszczając w probówce pod korkiem z waty skrawki bibuły lub kawałeczki waty zwilżonej octanem ołowiu.

Równolegle prowadzono hodowlę na podłożu mineralnym (agar Czapeka) w celu stwierdzenia zdolności przyswajania azotu mineralnego w postaci NO_3, będącego jedynym źródłem azotu w tym podłożu.

W zasadzie badano tylko bakterie tlenowe. Przebadano także jednak i próbki wody na obecność bakterii beztlenowych ewentualnie względnych tlenowców, posługując się anaerostatem pozwalającym uzyskać próżnię rzędu 10 - 15 mm Hg.

Zebrane w ten sposób cechy posłużyły do prób identyfikacji części wyodrębnionych szczepów. Klasyfikację przeprowadzono wg Krasilnikowa (1949), porównując otrzymane wyniki z systematyką wg Bergey'a (1948).

CHARAKTERYSTYKA MIKROFLORY BAKTERYJNEJ W WODZIE SUROWEJ I FILTROWANEJ

Jak wynika z tabeli I, na której przedstawiono ilości bakterii w 1 ml wody surowej i filtrowanej, nie zaobserwowano jakiegoś stałego stosunku między ilością bakterii wzrastających na żelatynie a ilością bakterii upłynniających ją. Ogólne ilości bakterii na żelatynie są w okresie od wiosny do jesieni 1954 r. mniej więcej regularnie zmienne; od lutego do czerwca zmniejszają się, a od czerwca do jesieni zwiększają. Podobne zjawisko obserwuje się w odniesieniu do ilości bakterii upłynniających żelatynę. W wodzie filtrowanej nie zaobserwowano już tej regularności, co może być wywołane działaniem samego złoża filtracyjnego. Poza tym nie było możliwości pobierania próbek wody filtrowanej zawsze o ściśle określonej godzinie po płukaniu filtru, co również utrudniało porównanie zawartości bakterii w wodzie surowej i filtrowanej.

Tabela I

Zawartość bakterii w 1 ml wody surowej i filtrowanej w zbiorniku w Kozłowej Górze na żelatynie

Die Keimzahl in 1 ml Roh- und Filtriertes Wasser im Staubecken von Kozłowa Góra auf Nährbouillongelatine

Lp. Nr.	Data pobrania próby Probeentnahme Daten	Woda surowa Rohwasser		Woda filtrowana Filtriertes Wasser	
		Ogółem Gesamtzahl	z tego upłynniających davon verflüssigenden	Ogółem Gesamtzahl	z tego upłynniających davon verflüssigenden
1	12 II 54	1 300	160	—	—
2	22 II 54	725	125	130	15
3	23 III 54	100	100	100	100
4	5 IV 54	125	30	30	10
5	21 IV 54	415	80	230	65
6	4 V 54	70	20	95	5
7	11 V 54	95	20	505	210
8	18 V 54	20	5	25	5
9	1 VI 54	220	35	20	10
10	14 VI 54	95	1	—	—
11	1 VII 54	140	20	10	0
12	5 VII 54	130	40	—	—
13	12 VII 54	360	45	10	0
14	27 VII 54	235	55	335	55
15	18 VIII 54	1 450	80	570	0
16	15 IX 54	435	245	50	40

Spośród 47 przebadanych szczepów udało się określić systematyczną przynależność 24 gatunków z rodzaju *Bacillus, Lactobacterium, Chromobacterium, Pseudobacterium* i *Pseudomonas*. Trzy gatunki z rodzaju *Bacillus* zidentyfikowano w przybliżeniu, natomiast nie ustalono przynależności systematycznej, nawet do rodzaju, 19 przebadanych szczepów. Wyniki ilustrują tabele II i III.

Zaznaczyć jednak można, że spośród badanych szczepów, których przynależności systematycznej nie ustalono, szczep *nr 6* posiada cechy zbliżone do *Bacillus circulans, nr 9* do *Bacillus discijormis, nr 12* do *Bacillus foliacens, nr 16* do *Bacillus nitroxus, nr 20* do *Bacillus solidus, nr 35* do *Chromobacterium chlorinum, nr 41* do *Pseudomonas graveolens, nr 45* do *Micrococcus albus,* a *nr 47* do *Micrococcus candidus.*

Na podstawie przeprowadzonych badań nie udało się stwierdzić żadnej regularności występowania przebadanych szczepów w wodzie surowej i filtrowanej.

Bakterie występujące w wodzie surowej pochodzącej przede wszystkim z powierzchniowego zbiornika są to głównie laseczki (15 gatunków oznaczonych i 7 nie oznaczonych). Ilościowa przewaga ich nad innymi formami wynika zapewne z większej trwałości w wodzie tych form jako przetrwalnikujących.

Wśród wyodrębnionych szczepów stwierdzono trzy gatunki z rodzaju *Pseudobacterium,* świadczące o obecności w wodzie surowej substancji pochodzenia ściekowego. Potwierdza to poprzednie badanie P a l u c h a i współpracowników (1956, 1956 a).

Wyodrębnione i zidentyfikowane bakterie należą do rozpowszechnionych w przyrodzie; w większości nie stanowią one form swoistych dla środowiska wodnego, lecz prawdopodobnie zostały przeniesione do wody zbiornika przez rzekę Brynicę ze spływami z otaczających ją pól i łąk, z resztkami roślinnymi lub nawet mogły dostać się do wody zbiornika z powietrza.

Spośród przebadanych szczepów bakterie proteolityczne stanowią około 70%, nie rozpuszczające żelatyny — około 24%. Natomiast około 6% są to bakterie o nieokreślonej zmiennej zdolności do upłynniania żelatyny.

Z przedstawionych materiałów wynika, że woda przepuszczona przez złoże filtracyjne zawiera w większości przypadków znacznie mniejsze ilości bakterii, które zatrzymywane są na ziarnach piasku i wytwarzającej się w złożu błonie biologicznej. W niektórych przypadkach jednak ilość bakterii w wodzie filtrowanej była większa niż w surowej lub taka sama (np. dnia 11 maja). Wytłumaczyć to można, jak wykazały późniejsze badania (P a l u c h, S z u l i c k a i S z y m k i e w i c z 1957) tym, że pracujące złoża filtracyjne do 72 godzin od chwili płukania nagromadzają w piasku bakterie, natomiast w dalszych godzinach pracy ilość bakterii

Tabela II

Charakterystyka bakterii wyodrębnionych na mięsno-peptonowej żelatynie z wody zbiornika w Kozłowej Górze

Szczepy określone

Die Eigenschaften der aus Nährbouillongelatine abgesonderten und identifizierten Bakterien des Wassers im Staubecken von Kozłowa Góra

Nr.	Nazwa kultury Gattung	Rozmiar komórek w µ Zellengrösse in µ	Ruch Bewegung	Barwienie według Grama Gramfärbung	Wzrost Wuchs: na bulionie z agarem auf Nährbouillon-Agar	Wzrost Wuchs: na płynnym bulionie auf Nährbouillon	Wzrost Wuchs: na ziemniaku auf Kartoffel	Rozpuszczanie żelatyny Gelatineverflüssigung	Hydroliza skrobi Stärkehydrolise	Koagulacja i ukwaszenie mleka Milch Koagulation und Ansäuerung	Fermentacja cukrów Fermentation der Kohlenhydrate: Glukoza Glukose	Fermentacja cukrów Fermentation der Kohlenhydrate: Fruktoza Fruktose	Fermentacja cukrów Fermentation der Kohlenhydrate: Laktoza Laktose	Fermentacja cukrów Fermentation der Kohlenhydrate: Sacharoza Saccharose	Wytwarzanie Redukcja azotanów Nitratreduktion	Wytwarzanie H_2S	Wytwarzanie Indol	Uwagi Anmerkungen
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
1	*Bacillus adhaerens* Laurbarch, 1916	0,8×2,5—2,4	słaby	+	++	++	++	+	±	±	+	+	−	+				
2	*Bacillus angulans* (Brachard)	1,0×1,0—7,5	+	+	++	++	++	++		+	+	+	+	−				
3	*Bacillus arachnoideus* Migula, 1900	0,5×3,5	+	+	+++	++	+	+		+	+	+	−	+				
4	*Bacillus centrosporus* Ford, 1916	0,7×1,2—2,2	słaby	+	++	++	+	+++	−	−	+	+	−	+				
5	*Bacillus cereus* Frankland, 1887	1,2×2,5—4,0	+	+	++	++	++	++	−	− pepton	+	+	−	−				
6	*Bacillus danicus* (?) Löhnis et Westermann, 1908	1,0×2,0—4,0	słaby	+	++	++	++	+++	±	±	+	+	−	−	b. słaby			
7	*Bacillus filaris* Migula, 1900	0,7×1,5—5,0	+	+	++	++	++	+	±	−	+	+	−	+				dobry wzrost na pożywce mineralnej
8	*Bacillus mesentericus* Trevisan, 1886	0,6—0,8×4,0—10,0	+	+	++	+	++	+	−	+	+	+	−	+				
9	*Bacillus mycoides* Flügge, 1886	1,0×2,0—5,0	+	+	++	+	+	+	−	−	±	−	−	−				
10	*Bacillus natans* Kern, 1901	0,7×1,5—6,0	−	+	++	++	+++	++	−	±	+	+	−	−				
11	*Bacillus palustris* Stickles et Shaw, 1934	0,7×1,5—5,0	+	+	++	+++	++	−	±	−	+	+	+	+	±	−		
12	*Bacillus rusticus* Kern	1,0×1,5—5,0	+	+	++	++	++	++	−	− pepton	+	+	−	−	+			
13	*Bacillus subtilis* (Ehrenberg) Cohn, 1872	0,7×2,0—12,0	+	+	++	+++	+++	++	±	+	+	+	−	+	−			względny tlenowiec
14	*Bacillus virgulus* (?) (Duchaux)	0,8×1,5—3,8	słaby	+	++	++	+++	++		+	+	+	−	−				
15	*Bacillus viridiglancescens* (?) Sack, 1925	0,9×3,0	−	+	++	+	++	+		− pepton	−	−	−	−				
16	*Lactobacterium pastorianum* (von Laer)	1,0×3,0—30,0	−	+	+	+	++	+	±	±	+	−	±	+	−	−		
17	*Bacterium album* (Copeland)	0,4×1,0—2,0	+	−	+++	++	++	−	−	−	+	−	−	−	±	−		
18	*Bacterium liquefaciens* (Eisenberg)	0,5×0,9—6,0	+	−	++	++	++	+++	+	−	−	−	−	+	−			
19	*Bacterium zopfii* Kurth, 1883	0,7×1,0—4,0	+	+	+	+	+	−		−	−	−	±	−	−			
20	*Chromobacterium aurantiacum* (Frankland et Frankland)	0,5×2,0—3,0	+	−	++	++	++	−	−	−	−	−	−	−	−			
21	*Chromobacterium aquatile* (G. et F. Frankland)	0,5×1,0—2,6	+	−	++	+	++	+++	−	−	+	−	−	−	±	−		
22	*Pseudobacterium cocciformis* (Severin)	0,8×0,8—2,6	−	+	++	++	++	±	−	±	+	+	−	+	−		−	względny tlenowiec
23	*Pseudobacterium furcosum* (Veil et Zub.)	0,7×1,0—5,0	−	−	++	++	++	−	−	−	+	+	−	+	−		−	względny tlenowiec
24	*Pseudobacterium ovatum* (Egg. et Cagn.)	0,7×1,0—5,0	−	−	+	++	+	+++	−	+	+	+	−	+	+	−	+	dobry wzrost na pożywce
25	*Pseudomonas fluorescens* Migula, 1895	0,7×2,0—3,0	+	−	++	++	+	+++	−	−	+	+	−	+	±	−	−	mineralnej
26	*Pseudomonas liquida* (Frankland et Frankland)	0,5×1,4—6,0	+	−	++	+	++	++	−	−	+	±	±	+	−		+	
27	*Pseudomonas sinuosa* (Wright)	0,5×1,2—6,0	+	−	++	++	++	−	−	−	±	−	−	−	−			

Tabela III

Charakterystyka bakterii wyodrębnionych na mięsno-peptonowej żelatynie z wody zbiornika w Kozłowej Górze

Szczepy nieokreślone

Die Eigenschaften der auf Nährbouillongelatine abgesonderten und nicht identifizierten Bakterien des Wassers im Staubecken von Kozłowa Góra

Nr	Kształt i budowa komórek Form und Struktur der Zellen	Kształt, powierzchnia i barwa kolonii na agarze Form, Oberfläche und Farbe der Kolonien auf Nährbouillon-Agar	Rozmiar komórek w „μ" Zellengrösse in „μ"	Ruch Bewegung	Barwienie wg Grama Gramfärbung	Wzrost Wuchs: na agarze auf Nährbouillon Agar	Wzrost Wuchs: na bulionie auf Nährbouillon	Wzrost Wuchs: na ziemniaku auf Kartoffe	Rozpuszczanie żelatyny Gelatineverflüssigung	Hydroliza skrobi Stärkehydrolise	Koagulacja i ukwaszenie mleka Milch Koagulation und Ansäuerung	Fermentacja kwaśna węglowodanów Fermentation der Kohlenhydrate: Glukoza Glukose	Fermentacja kwaśna węglowodanów: Fruktoza Fruktose	Fermentacja kwaśna węglowodanów: Laktoza Laktose	Fermentacja kwaśna węglowodanów: Sacharoza Sacharose	Redukcja azotanów Nitratereduktion	Wytwarzanie: H_2S Bildung	Wytwarzanie: Indolu Indolbildung	Uwagi Anmerkungen
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	laseczki pojedyncze i po dwie	w postaci kropli, parafinowata, biała	0,8×2,0—11,0	+	+	++	++	+++	−		+	+	+	−	+			−	
2	laseczki pojedyncze i po dwie	okrągła, matowa, kremowa	0,8×1,2—1,8	+	+	+++	++	+	+++	−	− pepton	+	+	−	+	+	−	−	
3	laseczki pojedyncze	tłusta, punktowana, biało-przezr.	0,8×1,2—2,0	−	−	+	+	+	+	−	− pepton	+	+	−	+	−		−	
4	laseczki pękate	brzegi faliste, matowa, kremowoszara	0,6×2,0—4,0	+	+	+++	+	++	++	−	+	+	+	−	+	−		−	
5	laseczki pojedyncze i krótkie	lekko pofałdowana, tłusta, punktowana, biała	1,2×2,0—4,0	−	+	++	+++	++	+++	+	−	+	+	−	−	−	−	−	
6	laseczki pojedyncze i po dwie	brzegi lekko faliste, tłusta, biała, kleista	1,2×1,5—7,0	+	+	++	+	+++	±		− pepton	+	+	−	+			−	Dobry wzrost na pożywce z azotem miner. (Czapek)
7	laseczki, krótkie łańcuszki	wypukła, błyszcząca, biała, kremowa	0,7×2,4—9,0	+	+	++	++	++	−	+	− pepton	−	−	−	−	+	−	−	
8	pałeczki wydłużone	okrągła, błyszcząca, białokremowa	0,6×1,0—5,0	−	+	++	++	+	++	+	+	+	+	−	+	−	−	−	
9	pałeczki	brzegi faliste, gładka, biała	0,5×7,0—9,0	−	+	++	+	++	±		+	+	+	−	+	±	−	+	
10	pałeczki	okrągła, tłusta, klejowata, biała	0,5×0,6—1,5	−	+	++	+++	++	++	−	−	+	+	−	−	+	−	±	
11	pałeczki pojedyncze	okrągła, tłusta, rozlewająca się, biała	0,5×1,0—2,2	−	−	+++	+++	+++	+++	−	−	+	+	−	−	+	−	±	
12	pałeczki pojedyncze i po dwie	okrągła, parafinowata, biała	0,5×1,2—2,6	+	−	++	++	+	++	+	+	+	+	−	+	+	−	±	Dobry wzrost na pożywce z azotem miner. (Czapek)
13	pałeczki	okrągła, gładka, błyszcząca, cytrynowa	0,5×1,5—2,0	+	−	+++	+++	+++	+++		+	+	+	−	+	−	−	+	Względny tlenowiec
14	pałeczki zakrzywione	w formie kropli kleju, biała	0,5×1,0—7,0	−	−	+++	+++	+++	+++		−	+	−	−	−			−	
15	pałeczki	okrągła, gładka, kremowobiała	0,5×1,0—2,0	−	+	++	++	++	++		−	+	+	+	+			−	
16	pałeczki	okrągła, tłusta, rozlewająca się, lekko-żółtawa	0,4×0,7—2,0	+	−	++	+	++	++		−	+	+	+	+	+		±	
17	ziarniaki	lekko faliste brzegi, lekko błyszcząca śnieżnobiała	∅=0,6	−	+	+++	++	++	++		±	+	+	+	+				
18	ziarniaki	okrągła, tłusta lekkożółtawa	∅=0,6	−	+	++	++	+	−	−	±	−	−	−	+	+		±	
19	ziarniaki	okrągła, pofałdowana, półtłusta	∅=0,7—1,0	−	+	++	++	++	−	−	−	+	+	+	+	−	−	−	

gwałtownie spada. Bakterie przedostają się wtedy częściowo do wody filtrowanej. Stwierdzono, że zjawisko to zachodzi bez objawów przerwania złoża.

Znaczna część wyodrębnionych bakterii występuje zarówno w wodzie surowej jak i filtrowanej, przy czym obserwuje się, że przez tego typu złoża przedostają się nawet duże komórki bakteryjne.

W dalszym ciągu pracy zamierzone są i częściowo już rozpoczęte badania przy zastosowaniu filtrów membranowych, które jak przypuszczamy, ułatwią dokładniejsze poznanie mikroflory bakteryjnej zbiorników wodnych różnych typów.

LITERATURA

Baier R., 1936: Studien zur Hydrobakteriologie stehender Binnengewässer. *Arch. Hydrobiol.*, **29**: 183.

Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. 1948, London.

Hampl B., 1946: Mikrobiologická příručka, Praha.

Jakubowska J., 1954: Ćwiczenia z mikrobiologii ogólnej. *PWN*, Łódź.

Krasilnikow N. A., 1949: Opriedielitiel bakterii i aktinomycetow. *Akad. Nauk*, Moskwa.

Kriss A. E., Markianowicz E. M. i Rukina E. A., 1954: Nowyje matieriały o widowom sostawie mikroorganismow Czernogo Moria. *Trud. Sewastopol. Biol. St.*, **8**: 220.

Kuchar K. W., 1954: Bakteriologische und limnologische Untersuchungen an einem Lemnagewässer. *Arch. Hydrobiol.*, **49**: 329.

Manual of Methods for Pure Culture Study of Bacteria. 1952: *Soc. Am. Bact.*, Geneva, N. Y.

Markianowicz E. M., 1954: O widowej prinadleżnosti mikroorganismow Czernogo Moria, wydielennych F. I. Koppom w 1946 g. *Trud. Sewastopol Biol. St.*, **8**: 288.

Miefiedowa N. A., 1955: Charaktieristika baktierij iz gruntow sewierozapadnoj czasti Tichogo Okeana. *Mikrobiologia*, **24**: 3, 324.

Omeljański W., 1940: Prakticzeskoje rukowodstwo po mikrobiologi. Moskwa.

Paluch J., Radecka S., Filipowicz J. i Burmecha H., 1956: Stan bakteriologiczny wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze. *Biul Zakł. Biol. Staw. PAN*, **3**: 85.

Paluch J., Radecka S., Filipowicz J., 1956 a: Stan bakteriologiczny górnego biegu Wisły i jej dopływów oraz terenu zalewu w Goczałkowicach. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 187 i **6**: 29.

Paluch J., Radecka S., Zdybiewska M. i Filipowicz J., 1956 b: Charakterystyka mikrobiologiczna wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze przeznaczonego dla celów wodociągowych. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 173.

Paluch J. i Szymkiewicz A., 1956 c: Stan bakteriologiczny źródlisk rzeki Wisły na zboczach Baraniej Góry. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 197.

Paluch J., Szulicka J. i Szymkiewicz J., 1957: Z badań nad działaniem filtrów pospiesznych w Kozłowej Górze. *Gaz. Woda, Techn. Sanit.*, **7**: 250.

Przesmycki F., 1954: Zarys bakteriologii praktycznej. *PZWL*, Warszawa.

Prace Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych Politechniki Śląskiej 1951-1956. Niepublikowane.

Taylor C. B., 1942: Bacteriology of fresh water. III. The types of bacteria present in lakes and streams and their relationship to the bacterial flora of soil. *J. Hyg.*, **42**: 284.

Thienemann, 1952: Die Binnengewässer Mitteleuropas., Stuttgart.

Wolters N. und Schwartz W., 1956: Untersuchungen über Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen in reinen Grundwässern. *Arch. Hydrobiol.*, **51**: 4, 500.

Zdybiewska M., 1956: Mikroflora ścieków piwowarskich. Praca kandydacka. W przygotowaniu do druku.

Zobell C. E., 1946: Marine Microbiology. Walthman, USA.

J. Paluch und *M. Zdybiewska*

DIE CHARAKTERISTIK EINIGER AUS DEM WASSER DER SCHNELLFILTER DES WASSERWERKS KOZŁOWA GÓRA ISOLIERTEN BAKTERIEN

Zusammenfassung

In den Jahren 1952-55 wurden von Paluch und Mitarbeitern (1956, 1956 a) Untersuchungen der bakteriologischen Beschaffenheit des in Kozłowa Góra durch den Bau einer Talsperre enstandenen Staubeckens durchgeführt. Das Wasser dieses Staubeckens (Gesamtfläche ca 580 ha) zeigt im Sommer grosse Mengen von Nährbouillongelatine verflüssigenden Bakterien. Diese Beobachtungen wurden auch in späteren Jahren mit dem Wasser dieses Staubeckens sowie auch mit anderen Oberflächenwassern in Schlesien gemacht (Paluch und Mitarbeiter 1956 b, 1956 c). Im Jahre 1954 wurde eine qualitative Orientierungsuntersuchung der bakteriologischen Mikroflora dieses Staubeckens unternommen und festgestellt, dass ausser verschiedenen Typen der Coligruppe auch andere Bakterien, die zum grossen Teil nicht typisch für das Wassermilieu sind, auftreten.

Das in diesem Staubecken angesammelte Wasser wird auf offene Schnellfilter geleitet. Die Oberfläche eines jeden Schnellfilters beträgt 40 m^2 und die Leistunfähigkeit 6,75 m^3 Wasser pro 1 m^2 und Stunde. Der Filterquarzsand weist eine Höhe von 100 cm auf und hat einen aktiven Durchmesser von 0,98 und einen Gleichartigkeitsgrad von 1,92. Die Arbeitsperiode eines Filters beträgt 2 bis 5 Tage.

Das auf die Filter geleitete Wasser ist hinsichtlich der physikalisch-chemischen Eigenschaften sehr veränderlich. Diese Veränderlichkeit zeigt — wie festgestellt wurde — dass die vorhandenen Schnellfilter für eine entsprechende Wasserreinigung ohne zusätzliche Reinigungsverfahren nicht ausreichend sind.

Deshalb schien es zweckmässig die bakteriologische Zusammensetzung der unfiltrierten sowie auch des filtrierten Wassers zu untersuchen. Auf diese Art wäre es möglich auch die Wirkung der Schnellfilter auf die bakteriologische Mikroflora zu bestimmen, was auch eine gewisse Bedeutung für den weiteren Betrieb dieser Filtertype haben kann. Die Untersuchung dieser Art von Filter erscheint um so nötiger, da im Hinblick auf die chemischen Eigenschaften des Wassers oft die Notwendigkeit einer übermässigen Chlorung auftrat, welche die Qualität des Brauchwassers ungünstig beeinflüsste.

Im Verlauf der im Jahre 1954 auf der Filterstation durchgeführten systematischen Untersuchungen des bakteriologischen Zustandes des Wassers wurde u. a. die Keimzahl auf Nährbouillongelatine nach 48±3 stündiger Bebrütung bei 20 ±1°C bestimmt. Die Kolonien wurden mit der Binokularlupe untersucht. Von morphologisch unterschiedlichen Kolonien wurden mittels der Verdünnungsmethode reine Kulturen erhalten. Die weitere Untersuchung der reinen Kulturen ergab dann die Bestimmung ihrer morphologischen und biochemischen Eigenschaften.

In der Regel wurden nur aerobe Bakterien untersucht, doch wurden auch einige Proben ausgeführt um die Anwesenheit von anaeroben oder fakultativaeroben Bakterien festzustellen.

Die Identifizierung der Kulturen wurde an Hand des Krasilnikow-Schlüssels (1949) vorgenommen. Die Ergebnisse wurden jedoch mit Bergeysystematik (1948) verglichen.

Die Ergebnisse sind in den Tabellen I-III angeführt. Von 47 untersuchten Bakterienstammen, die auf Nährbouillongelatine aufwuchsen, konnten 24 Gattungen der Arten *Bacillus*, *Lactobacterium*, *Chromobacterium*, *Pseudobacterium* und *Pseudomonas* identifiziert werden. Drei Gattungen der Art *Bacillus* wurden annährend identifiziert, doch gelang es nicht die systematische Zugehörigkeit, sogar zur Art, von 19 untersuchten Stammen feststellen.

Auf Grund der durchgeführten Untersuchungen konnte gleichbleibendes Verhältniss zwischen der Keimzahl auf Nährbouillongelatine und der Zahl der Gelatineverflüssigenden Keime festgestellt werden. Es wurde auch kleinerlei Regelmässigkeit im Auftreten der verschiedenen Bakterien im filtrierten und unfiltrierten Wasser festgestellt. Die im unfiltrierten Wasser vorkommenden Bakterien sind jedoch zum grössten Teil vom Bazillus-Typus (15 Gattungen bestimmt und 7 nicht bestimmt). Das quantitative Übergewicht der Sporenbildenden Formen ist wohl das Ergebniss ihrer grösseren Haltbarkeit im Wasser.

In den abgesonderten Kulturen wurden drei Gattungen der Art *Pseudobacterium* festgestellt, deren Auftreten die Anwesenheit von Abwassersubstanzen im unfiltrierten Wasser bezeugen, was die vorherigen Untersuchungen von Paluch und Mitarbeitern (1956, 1956 a) bestätigen.

Die abgesonderten und identifizierten Bakterien gehören zu den in der Natur verbreiteten, zum grössten Teil sind es keine für das Wassermilieu spezifischen Formen, die aber in das Wasser das Staubeckens wahrscheinlich durch den Fluss Brynica mit den Abflüssen der umliegenden Felder und Wiesen und mit Pflanzenresten eingeführt wurden.

Von den untersuchten Kulturen die sich auf Nährbouillongelatine entwickelten, sind ungefähr 70% proteolitische Bakterien und ungefähr 24% Bakterien die Gelatine nicht verflüssigen. Die restlichen 6% sind Bakterien von unbestimmter Fähigkeit hinsichtlich der Verflüssigung von Gelatine.

Ein grosser Teil der abgesonderten Bakterien kommt im unfiltrierten sowie auch im filtrierten Wasser vor, wobei beobachtet wurde, dass sogar grosse Bakterienzellen durch den Filtersand durchdringen.

Das filtrierte Wasser zeigt im allgemeinen eine viel kleinere Keimzahl. In einigen Fällen war jedoch die Keimzahl des filtrierten Wassers grösser oder annährend gleich der Keimzahl des umfiltrierten Wassers (z. B. den 11. V.). Wie die späteren Beobachtungen von Paluch, Szulicka und Szymkiewicz (1957) zeigen, lies sich das dadurch erklären, dass der durch 72 Betriebsstunden nach

der Filterwäsche arbeitende Schnellfilter die Bakterien im Sande ansammelt, aber bei weiterem Betrieb die Keimzahl im Filtermaterial rapide fällt und teilweise die Bakterien durch das Filtermaterial durchdringen, jedoch ohne Anzeichen einer Filterdurchbrechung.

Die Weiterführung der Arbeiten über die Verteilung der bakteriologischen Wassermikroflora im Filtermaterial, sowie auch die Bestimmung der einzelnen Gruppen, Arten und Gattungen der Bakterien, Hefe- und Schimmelpilze erscheint also notwendig.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 77-85

J. Gańczarczyk

BADANIA NAD KINETYKĄ SAMOOCZYSZCZANIA SIĘ RZEKI ZANIECZYSZCZONEJ ŚCIEKAMI Z FABRYKI CELULOZY SIARCZYNOWEJ

Z Instytutu Gospodarki Komunalnej w Gliwicach

Większość dotychczasowych badań nad biologicznym samooczyszczaniem się rzek (Streeter i Phelps 1927, Streeter 1935, Theriault 1927, Phelps 1953) dotyczy na ogół tylko wód stosunkowo nieznacznie zanieczyszczonych. Zjawiska samooczyszczania się rzek silnie zanieczyszczonych zwłaszcza ściekami przemysłowymi są znacznie słabiej poznane.

Dla kontroli przebiegu samooczyszczania się rzek silnie zanieczyszczonych ściekami przemysłowymi nie wystarczają stosowane zwykle oznaczenia BZT_5, na skutek szeregu braków tego oznaczenia (Ruchhoft 1950, Orford i Ingram 1953, Gańczarczyk 1957, Schulz-Forster 1938, Meissner 1954). Wskazane jest dlatego posługiwanie się dodatkowo innymi sposobami oznaczania zawartości substancji organicznych w wodzie.

Praca niniejsza dotyczy przypadku samooczyszczania się niedużej rzeki silnie zanieczyszczonej na badanym odcinku wyłącznie ściekami z fabryki celulozy siarczynowej, których głównymi składnikami organicznymi są kwasy ligninosulfonowe i cukry proste (Gańczarczyk 1955). Stwierdzenie stanu zanieczyszczenia tej rzeki było tematem osobnej pracy (Gańczarczyk i Domanska 1956). Ogłoszono już również wstępny komunikat dotyczący zjawiska rozkładu biologicznego kwasów ligninosulfonowych w tej rzece (Joszt i Gańczarczyk 1956). Celem niniejszej pracy natomiast jest interpretacja całości uzyskanych danych, określających zmiany zawartości substancji organicznych w badanym układzie.

CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

W ciągu roku 1955 co miesiąc pobierano próbki wody z rzeki Białej Przemszy (rys. 1), odbiornika ścieków z fabryki celulozy siarczynowej. Próbki te pobierano, uwzględniając średnią szybkość przepływu wody (tab. I) z następujących stanowisk:

1. powyżej doprowadzenia ścieków do rzeki (punkt I)
2. w miejscu odległym o 11 km od doprowadzenia ścieków (punkt II)
3. w miejscu odległym o 32 km od doprowadzenia ścieków (punkt III).

Wybór punktu II podyktowany był potrzebą zapewnienia pełnego wymieszania się ścieków z woda rzeki (F r o ł o w 1950). Punkt III interesujący jest natomiast ze względu na ujęcie w tym miejscu wody rzecznej dla celów wodociągowych.

Schemat Białej Przemszy z zaznaczeniem punktów pobierania próbek
River Biała Przemsza and places of sample collecting
I, II, III — punkty pobierania próbek — places of sample collecting
1, 2, 3 — punkty wodowskazowe — places of hydrological examinations

Zawartość substancji organicznej w próbkach wody rzecznej określano przez oznaczanie pięciodniowego, biochemicznego zapotrzebowania tlenu (BZT_5), utlenialności oraz zawartości kwasów ligninosulfonowych (tab. II). BZT_5 i utlenialność oznaczano wg przyjętej w kraju metody (J u s t i H e r m a n o w i c z 1955), a zawartość kwasów ligninosulfonowych wg nitrozoligninowej metody Pearla i Bensona w modyfikacji G a ń c z a r c z y k a (1957) oraz metodą chlorową (G a ń c z a r c z y k 1956).

Rzeka Biała Przemsza na odcinku między punktami, z których pobrano próbki wody, przyjmuje drobne dopływy, zwiększające objętość jej przepływu. Woda w tych dopływach charakteryzuje się podobnymi właściwościami jak woda pobrana w punkcie I. Objętość przepływów wody w dniach pobierania próbek w punktach II i III zestawiono w tabeli I.

Tabela I

Dane hydrologiczne dla wybranych punktów Białej Przemszy

Hydrological characteristics of the river Biała Przemsza

Data pobrania próbki Date of sample collection	Średni czas przepływu wody między punktami II i III w dobach Average time of flow between the points II and III (in days)	Objętość przepływów w m^3 wody/sek. Volume of flow, m^3/sec. w punkcie in point		Stosunek objętości przepływów III : II Flow-volumes ratio III : II
		II	III	
28 I 1955	0,450	3,6	5,9	1,64
28 II 1955	0,426	4,7	7,1	1,51
28 III 1955	0,363	8,0	10,2	1,28
22 IV 1955	0,426	4,7	7,1	1,51
22 V 1955	0,434	4,5	6,7	1,49
15 VI 1955	0,426	4,7	7,1	1,51
7 VII 1955	0,374	7,0	9,1	1,30
2 VIII 1955	0,386	6,8	9,0	1,34
23 IX 1955	0,405	6,1	8,2	1,35
7 X 1955	0,392	6,8	9,0	1,43
11 XI 1955	0,398	6,3	8,5	1,35
14 XII 1955	0,398	6,3	8,5	1,35

Tabela II

Zawartość substancji organicznych w badanych punktach (I-III) Białej Przemszy

Organic substances in water of river Biała Przemsza

Pobór* Collection	BZT_5 w mg O_2/l BOD_5			Utlenialność w mg O_2/l Oxygen uptake			Zawartość kwasów ligninosulfonowych w mg/l Concentration of lignosulfonic acids					
							metoda—method					
							nitrozoligninowa			chlorowa		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
1	2,3	—	—	4,8	—	—	0,0	119,5	65,7	0,0	85,2	42,6
2	3,5	—	—	5,0	—	—	0,0	71,7	43,0	0,0	38,3	21,3
3	—	20,9	4,8	6,2	60,9	29,3	0,0	66,9	19,1	0,0	51,1	8,5
4	2,4	13,9	5,2	3,9	99,0	42,0	0,0	76,5	28,7	0,0	68,2	19,1
5	2.0	21.1	4,7	6,8	83,8	44,0	0,0	109,0	30,0	0,0	34,0	0,0
6	1,2	42,1	7,2	3,6	110,0	63,4	0,0	120,0	54,0	0,0	64,0	21,0
7	1.5	28,7	5,8	5,3	117,2	48,2	0,0	96,0	43,0	0,0	64,0	26,0
8	—	245,6	15.6	3,9	939,5	246,2	0,0	776,8	224,4	0,0	479,3	127,8
9	1,4	55.9	9.6	4,5	244,0	118,0	0,0	162,5	47,8	0,0	123,5	17,0
10	2.3	35,1	10.5	6,6	152.0	114,0	0,0	131,5	62,1	0,0	63,9	29,8
11	2,1	39,3	10.9	5.2	131,5	55,0	0.0	109,9	75,3	0,0	28,8	19,2
12	3,5	108,6	26.3	4,8	302,9	83,2	0,0	162.5	68.8	0,0	59,6	18,7

* Data pobrania próbek — patrz tabela I.

*Date of sample collection — see Table I.

zgodnie z obserwacjami hydrologicznymi w punktach wodowskazowych 1, 2 i 3, przedstawionymi na rysunku 1 (Przetocki 1956), zaś średnie temperatury wody w rzece w tych dniach w tabeli III.

Tabela III

Temperatura wody w Białej Przemszy
Temperature of water of river Biała Przemsza

Pobór * Collection	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Temperatura w °C	3,0	1,0	4,5	8,3	11,5	13,7	14,1	18,0	12,7	4,0	9,9	1,5

* Data pobrania próbek — patrz tabela I.
* Date of sample collection — see Table I.

Zawartość tlenu w wodzie, w dniach pobierania próbek z rzeki w ustalonych punktach (oznaczenie metodą Winklera) przedstawiono w tabeli IV.

Tabela IV

Zawartość tlenu w wodzie Białej Przemszy w mg O_2/l
Oxygen content of water of river Biała Przemsza mg/l

Pobór * Collection	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Pkt II	7,2	7,8	10,0	6,1	5,6	4,1	3,2	0,0	5,1	3,1	3,4	3,2
Pkt III	9,5	8,8	12,9	9,6	8,3	6,2	6,1	5,0	7,5	7,0	7,5	8,8

* Data pobrania próbek — patrz tabela I.
* Date of sample collection — see Table I.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

Rzeka Biała Przemsza przed doprowadzeniem ścieków z fabryki celulozy siarczynowej prowadzi wody czyste o nieznacznej zawartości substancji organicznych (tab. II). Podobnie również przedstawia się charakterystyka wody drobnych dopływów tej rzeki na badanym odcinku.

Substancje organiczne doprowadzane ze ściekami fabryki celulozy zanieczyszczają rzekę początkowo w sposób bardzo znaczny (pkt. II), później jednak (pkt. III) ma miejsce wyraźna obniżka zawartości substancji organicznych w wodzie. Obniżka ta spowodowana jest z jednej strony przebiegiem odpowiednich procesów biologicznego rozkładu organicznych zanieczyszczeń wody, z drugiej zaś jest skutkiem rozcieńczania się tych zanieczyszczeń czystymi wodami dopływów rzeki.

W celu określenia wyłącznie wpływu rozkładu biologicznego na efekt samooczyszczania się tej rzeki obliczono „ładunki zanieczyszczeń" w po-

szczególnych punktach pobierania próbek wody. „Ładunek zanieczyszczeń" stanowi iloczyn zawartości substancji organicznych w wodzie (tab. II) i objętości przepływu wody w danym punkcie (tab. I). Wielkość „ładunków zanieczyszczeń" wody w poszczególnych punktach w różnym czasie przedstawiono w tabeli V.

Tabela V

Ładunki zanieczyszczeń organicznych w wodzie rzeki Białej Przemszy w g/sek
Organic pollution loads in water of river Biała Przemsza g/sec.

Pobór* Collection	BZT_5 w mg O_2/l BOD_5		Utlenialność w mg O_2/l Oxygen uptake		Kwasy ligninosulfonowe w mg/l Concentration of lignesulphenic acids			
					metoda — method			
					nitrozoligninowa		chlorowa	
	II	III	II	III	II	III	II	III
1	—	—	—	—	430,2	387,6	306,7	251,3
2	—	—	—	—	337,0	305,3	180,0	151,2
3	167,2	49,0	487,2	298,9	535,2	194,8	408,8	86,7
4	65,3	36,9	465,3	298,2	359,6	203,8	320,5	139,2
5	94,9	31,5	377,1	294,8	490,5	201,0	153,0	0,0
6	197,9	51,1	517,0	450,1	564,0	383,4	300,8	149,1
7	200,9	52,8	820,4	438,6	672,0	391,3	448,0	236,6
8	1670,1	140,4	6388,6	1107,9	5272,2	2043,9	3259,2	1150,2
9	341,0	78,7	1488,4	967,6	991,3	392,0	753,4	139,4
10	238,7	94,5	1033,6	1026,0	894,2	558,9	434,5	268,2
11	247,6	92,7	828,5	467,5	692,4	640,1	181,4	163,2
12	684,2	223,6	1908,3	707,2	1023,8	584,8	375,5	158,9

* Daty pobrania próbek — patrz tabela I.
* Date of sample collection — see Table I.

Opierając się dalej na założeniu pozornie jednocząsteczkowego przebiegu procesów biologicznego rozkładu substancji organicznych w rzekach (Streeter i Phelps 1925, Theriault 1927, Streeter 1935) oraz uwzględniając współczynnik temperatury dla tych przemian wg wzoru Theriaulta (1927, Moore 1941), obliczono stałe szybkości rozkładu „ładunków zanieczyszczeń" w wodzie badanego odcinka rzeki w warunkach tlenowych. Wyniki obliczeń w przeliczeniu na dobę i na temperaturę 20° przedstawiono w tabeli VI.

Tabela VI

Stałe szybkości rozkładu „ładunków zanieczyszczeń" w Białej Przemszy

Velocity of purification of the pollution loads in the river Biała Przemsza

Pobór* Collection	Dla oznaczeń-For definitions			
	BZT_5 BOD_5	Utlenialność Oxygen uptake	Kwasów ligninosulfonowych metoda—method	
			nitrozo-ligninowa	chlorowa
1	—	—	0,220	0,418
2	—	—	0,241	0,425
3	2,989	1,188	2,458	3,771
4	0,996	0,776	0,986	1,453
5	1,625	0,365	1,215	—
6	1,844	0,191	0,525	0,959
7	2,311	1,082	0,937	1,100
8	—	—	—	—
9	2,196	0,647	1,391	2,527
10	2,140	0,023	1,085	1,112
11	1,705	0,952	0,133	0,181
12	2,845	2,528	1,424	2,185

* Daty pobrania próbek — patrz tabela I.
* Date of sample collection — see Table I.

Średnie arytmetyczne tych danych wynoszą z prawdopodobieństwem 0,9:

dla oznaczeń BZT_5 $2{,}072 \pm 18{,}5\%$
dla oznaczeń utlenialności $0{,}861 \pm 52{,}8\%$
dla oznaczeń kwasów ligninosulfonowych metodą nitrozoligninową $0{,}974 \pm 38{,}2\%$
dla oznaczeń kwasów ligninosulfonowych metodą chlorową $1{,}413 \pm 45{,}7\%$

Liczby powyższe wskazują przede wszystkim na znaczną szybkość rozkładu substancji organicznych w badanej rzece, co może być spowodowane wysokim obciążeniem tej rzeki zanieczyszczeniami organicznymi. W tych warunkach rzeka nie jest już naturalnym zbiornikiem wody powierzchniowej lecz raczej odpowiednim modelem oczyszczalni ścieków. Dlatego też nie mogą obowiązywać tu przyjmowane zwykle przy obliczeniach procesu samooczyszczania się rzek stałe szybkości dla oznaczeń BZT_5 rzędu 0,1-0,5. Uzyskane dane doświadczalne, przekraczające powyższe wielkości 4-20 razy, są wielkościami pośrednimi pomiędzy charaktery-

stycznymi dla rzek a charakterystycznymi dla sztucznych procesów oczyszczania ścieków, np. procesu osadu czynnego, który w konwencjonalnych warunkach odznacza się stałą szybkością swej pierwszej fazy równą 12,7 (Butterfield, Ruchhoft, Mc Namee 1937).

Różnice w wielkościach stałych szybkości rozkładu substacji organicznych w badanej rzece, przy oznaczaniu tych substancji różnymi metodami analitycznymi, wskazują na niejednorodność procesu samooczyszczania się rzeki. Spowodowane jest to niewątpliwie różną przydatnością tych substancji jako źródła węgla organicznego dla heterotrofów powodujących samooczyszczanie.

Największą stałą szybkości rozkładu (2,072 ± 18,5%) odznaczają się tu substancje organiczne oznaczane jako BZT_5. Chodzi tu zapewne o cukry proste i niektóre hemicelulozy, które odpowiedzialne są za około 80% BZT_5 ścieków z fabryk celulozy siarczynowej, równocześnie nie stanowiąc nawet 20% masy substancji organicznych tych ścieków (Gańczarczyk 1955). Rozkład biologiczny tych substancji, jak wiadomo, przebiega względnie łatwo.

Rozkład substancji organicznych oznaczanych jako utlenialność określa tu przeszło dwukrotnie niższa wartość liczbowa (0,861 ± 52.8%). Odpowiada ona znacznie lepiej zmianom jakie zachodzą w całkowitej zawartości substancji organicznych w wodzie, niż oznaczenie BZT_5, gdyż kwasy ligninosulfonowe, główny składnik ilościowy tych substancji, charakteryzują się szczególnie wysoką utlenialnością (Schmidt 1952). Wskazuje na to również bardzo zbliżona do poprzedniej wielkości, stała szybkości rozkładu kwasów ligninosulfonowych oznaczanych metodą nitrozoligninową (0,974 ± 38,2%).

Mniejsze stałe szybkości rozkładu biologicznego substancji organicznych określanych przez oznaczenia utlenialności wody i zawartości w niej kwasów ligninosulfonowych oznaczanych metodą nitrozoligninową, wskazują, że proces rozkładu w tym przypadku przebiega znacznie wolniej niż w przypadku substancji oznaczanych jako BZT_5.

Większa stała rozkładu kwasów ligninosulfonowych, oznaczanych metodą chlorową (1,413 ± 45,7%) od analogicznej stałej dla tych substancji oznaczanych metodą nitrozoligninową wskazywać może na stadialność niniejszego procesu. Prawdopodobnie najpierw ulega zmianom rdzeń ligninowy, który stanowi podstawę przy oznaczaniu kwasów ligninosulfonowych metodą chlorową, a potem produkty pośrednie ulegają dalszemu rozkładowi do substancji nie dających już barwnego efektu w przypadku nitrozowania. Spostrzeżenie to stało się podstawą innej pracy autora (Gańczarczyk 1959).

WNIOSKI

1. Na badanym odcinku rzeki, silnie zanieczyszczonej ściekami z fabryki celulozy siarczynowej stwierdzono stosunkowo bardzo znaczną szybkość przebiegu biologicznego rozkładu substancji organicznych, zawartych w wodach tej rzeki.

2. Różnice w wielkościach stałych szybkości rozkładu substancji organicznych w badanej rzece, przy oznaczaniu tych substancji różnymi metodami analitycznymi, wskazują na wyraźną niejednorodność procesu samooczyszczania się tej rzeki.

3. Największymi stałymi szybkości rozkładu odznaczają się substancje organiczne oznaczane jako BZT_5.

4. Stałe szybkości rozkładu substancji organicznych, oznaczanych jako utlenialność i kwasy ligninosulfonowe metodą nitrozoligninową, są przeciętnie przeszło dwukrotnie niższe od odpowiednich stałych dla spadku BZT_5. Mimo to wysokość ich wskazuje na to, że te pochodne ligniny bynajmniej nie są szczególnie oporne na rozkład biologiczny, chociaż przebiega on znacznie wolniej aniżeli np. rozkład cukrów.

5. Różnice między stałymi rozkładu kwasów ligninosulfonowych, oznaczanych metodą nitrozoligninową i metodą chlorową, wskazują na stadialność procesu biologicznego rozkładu tych substancji.

LITERATURA

Butterfield C., Ruchhoft C., Mc Namee P., 1937: Studies of sewage purification. *Sewage Works J.*, **9**: 173.

Frołow W., 1950: Opriedielenie stiepieni mieszenija stocznych wod s wodoj wodotoka. Sbornik: Proizwodstwiennyje stocznyje wody. Wyp. 2, Medgiz, Moskwa.

Gańczarczyk J., 1955: Zanieczyszczenie wód powierzchniowych ściekami z fabryk celulozy siarczynowej. *Gaz, Woda, Techn. Sanit.*, **29**: 117.

Gańczarczyk J., 1955 Ścieki z fabryk celulozy siarczynowej. IV. Oczyszczanie *ścieków. Gaz. Woda, Techn. Sanit.*, **29**: 312.

Gańczarczyk J., Domańska R., 1956: Badania nad zanieczyszczeniem rzeki Biała Przemsza. Rękopis w Inst. Gosp. Kom. w Gliwicach.

Gańczarczyk J., 1957: Oznaczanie kwasów ligninosulfonowych w wodzie przy użyciu wody chlorowej. *Roczn. Chemii*, **30**: 331.

Gańczarczyk J., 1957: Oznaczanie rozpuszczalnych w wodzie pochodnych ligniny metodą nitrozoligninową. *Przegl. Papiern.*, **13**: 140.

Gańczarczyk J., 1959: Biologiczna humifikacja kwasów ligninosulfonowych (w przygotowaniu do druku).

Gańczarczyk J., 1959: Problematyka oznaczania *BZT* (w przygotowaniu do druku).

Joszt A., Gańczarczyk J., 1956: Odbudowa kwasów ligninosulfonowych w tlenowych warunkach rzeki. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 211.

Just J., Hermanowicz W., 1955: Fizyczne i chemiczne badanie wody do picia i potrzeb gospodarczych. *PZWL*, Warszawa.

Meissner B., 1954: Die Summenbestimmungsmethoden der Wasseranalyse und ihr Wert bei der Erfassung der Inhaltstoffe der Abwässer. *Wasserwirtschaft Wassertechnik*, **4**: 166.

Moore E., 1941: Long-time biochemical oxygen demand at low temperatures *Sewage Works J.*, **13**: 561.

Orford H., Ingram W., 1953: Desoxygenation of sewage. *Sewage Ind. Wastes*, **22**: 1355.

Pearl I., Benson H., 1940: A nitrosolignin colorimetric test for sulfite waste liquor in sea water. *Paper Trade J.*, **111**: 35.

Phelps E., 1953: Stream sanitation, J. Wiley, New York.

Przetocki K., 1956: Operat hydrologiczny rzeki Biała Przemsza. Rękopis w Inst. Gosp. Kom. w Gliwicach.

Ruchhoft C., 1950: Variations in *BOD* velocity constants of sewage dilutions. *Sewage Ind. Wastes*, **22**: 1355.

Schmidt E., 1952: Kann man mittels des Permanganatverbrauches die Sauerstoffzerung von Sulfitablauge im Vorfluter messen? *Das Papier*, **6**: 222.

Schulz-Forster A., 1938: *Kl. Mitteilg. Wasser-, Boden- und Lufthygiene*, **14**: 214.

Streeter H., Phelps E., 1925: A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Publ. Health. Bull.*, nr 146.

Streeter H., 1935 i 1936: Stream pollution measures of natural oxidation in polluted streams. *Sewage Works J.*, **7**: 251, 534 i **8**: 282.

Theriault E., 1927: The rate of desoxygenation of polluted waters. *Publ. Health Bull.*, nr 173.

J. Gańczarczyk

RESEARCHES ON THE KINETICS OF PURIFICATION OF WATER IN RIVER POLLUTED WITH SEWAGE FROM SULFITE PULP MILL

Summary

The process of biological decomposition of organic matter in aerobic conditions of the river polluted with sulfite pulp mill effluents was investigated.

It was shown that the rate of the self-purification is rather high probably in consequence of high loading of this river. There were observed some differences between the rates of decomposition of different organic components of sewage. The highest rate of the purification was noted when the decrease in *BOD* was taken as its measure. It corresponds, may be, to decomposition of carbohydrates. The rates of decrease of O_2 uptake and of lignosulfonic acids contents determinated by means of nitrosolignin method are smaller. These results indicate that lignosulfonic acids are not as resistant to biological decomposition as was formerly stated by several authors. The differences between the rates of decomposition of lignosulfonic acids when measured by nitrosolignin method and chlorine-water one, suggest that this process is going on at least in two distinct stages.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 87-89

DYSKUSJA

R. Klekowski — Warszawa

Prof. Starmach podał w referacie klasyczny schemat — producenci, reducenci, konsumenci. Istnieje jednak możliwość bezpośredniego przechodzenia materii od producentów do reducentów. Ze względu na korzyść dla gospodarki ludzkiej zwraca się uwagę na grupę „odzyskiwaczy", które powodują, że materia organiczna wraca do obiegu. Im silniej rozwija się grupa „odzyskiwaczy", tym bardziej zwiększa się możliwość powrotu substancji organicznej do obiegu.

J. Paluch — Gliwice

Pragnę poruszyć kilka spraw związanych z referatem prof. Kluczyckiego oraz prof. Bożko. Otóż przed kilkoma dniami wróciłem z podróży naukowej do NRF i Szwajcarii, gdzie zapoznając się z zagadnieniem ochrony wód przed zanieczyszczeniem, zwiedziłem szereg instytutów, zakładów przemysłowych, stacji wodociągowych, oczyszczalni ścieków itp. Interesowałem się także metodyką badań bakteriologicznych wody i ścieków. Przyznam się, że byłem zaskoczony, gdy stwierdziłem, że prawie każdy instytut pracuje inaczej i że nie ma tam jednolitej metodyki badań. Instytuty naukowe, uczelnie, stacje wodociągowe, laboratoria przy oczyszczalniach ścieków, w pracach kontrolnych, a szczególnie badawczych, stosują różne metody badań. Jednolita metodyka badań bakteriologicznych obowiązuje jedynie w zakresie badań żywnościowych, obejmujących też kontrolę wody do picia.

Jest charakterystyczne, że przy sanitarnej analizie wody na ogół nie stosuje się żelatyny, z powodu trudności utrzymania temperatury 20° oraz częstego upłynniania się żelatyny. Natomiast wszyscy stosują agar i temperaturę 37° a zamiast żelatyny również agar lecz temperaturę 26°, otrzymując wówczas porównywalne wyniki. W Monachium np. w Instytucie prof. Liebmanna zauważyłem, że nie stosują nawet agaru, lecz tylko podłoże Hettche'a ze szkłem wodnym. Na tym podłożu hoduje się posiewy wody na dwóch płytkach: w temperaturze 20° i 37°, otrzymując bardzo piękne wyniki. Wydaje się, że tego rodzaju metodyka nadaje się również dla naszych wód powierzchniowych przy badaniach porównawczych mikroflory wodnej, jednak nie dla analizy sanitarnej, którą należy wykonać w myśl obowiązujących dotychczas przepisów.

W NRF i Szwajcarii normalnie oznacza się miano *coli* wyłącznie przy pomocy filtrów membranowych na podłożu *Endo*. W zasadzie nie stosuje się innych metod, gdyż przy stosowaniu tej metody otrzymuje się wyniki łatwo i szybko. Często badanie bakteriologiczne wykonuje się bezpośrednio w terenie. Pracownik posiada specjalne pasy, które nosi na brzuchu. Do takich pasów wkłada się płytki Petriego z posiewami próbek wody. Zaczyna się także stosować bibułę „bacto-strip". W zastosowaniu do badania wody mnie osobiście metoda ta nie podoba się, ponieważ

obraz jest zamazany i trudno obliczyć kolonie. Poza tym nie wiadomo, co się dzieje z tymi komórkami, które wsiąkły w bibułę.

Wydaje się, że jest już najwyższy czas, aby przejść w Polsce przy mikrobiologicznej kontroli wody na metody bardziej proste i szybkie, a zarazem dokładniejsze. Kto ma metody opracowywać? Tu byłaby podwójna droga. Z jednej strony powinna zająć się tym Służba Zdrowia — dla potrzeb sanitarno-higienicznych. Z drugiej strony ci, którzy chcą przeprowadzać badania bakteriologiczne wody z innego punktu widzenia, powinni zastanowić się nad opracowaniem nowej metodyki badań, metodyki szybkiej i bardziej dokładnej. Propozycje w tym zakresie powinny być skierowane np. do Komitetu Mikrobiologicznego PAN lub Polskiego Towarzystwa Mikrobiologów. Specjalna Komisja mogłaby je później rozważyć.

S. Ziemińska — Warszawa

Chcę poruszyć kilka spraw w związku z referatami prof. Kluczyckiego i kol. Kubanek, dotyczącymi stosowania metody filtracyjnej do badania bakteriologicznego wody. W Zakładzie Higieny Komunalnej PZH wspólnie z prof. Justem ukończyliśmy pracę mającą na celu porównanie metody filtracyjnej z metodą sączków membranowych oraz z metodą pasków bibułowych. Pracowaliśmy na aparacie filtracyjnym, wykonanym przez nasze warsztaty na wzór aparatu wykonanego w Göttingen.

Pierwsze badanie przeprowadziliśmy z czystymi kulturami *Escherichia coli*, *A. aerogenes* i *E. freundii*, wyizolowanymi z kału i ze ścieków. Okazało się, że gatunki te rosną różnie na sączkach. Najbardziej typowe kolonie dawały *E. coli* i *A. aerogenes*, natomiast *E. freundii* rosły w postaci znacznie mniejszych kolonii, z mniej wyraźnym połyskiem fuksynowym. Stwierdziliśmy, że najodpowiedniejszy okres inkubacji wynosi około 20 godzin.

W ramach tych wstępnych doświadczeń przebadaliśmy również wpływ jedno- lub dwustopniowej inkubacji, tzn. bezpośredniego hodowania na podłożu Endo lub hodowania na tym podłożu po uprzedniej hodowli na bulionie odżywczym. Lepsze wyniki uzyskaliśmy hodując bezpośrednio na podłożu Endo.

W następnej części przeprowadziliśmy badania na wodach naturalnych (wody studzienne, rzeczne i ścieki).

Paski bibułowe „bacto-strip" są przygotowane z grubej bibuły, nasycone pożywką zawierającą między innymi 2,3,5-chlorek trójfenylotetrazolu, który ulega redukcji pod wpływem bakterii grupy *coli*, dając w wyniku wiśniową plamkę. Jedną plamkę uważamy za jedną kolonię.

Okres inkubacji, podawany przez różnych autorów oraz przez firmę produkującą paski, ma wynosić 10-12 godzin. Nasze badania wykazały jednak, że ustalenie właściwego okresu inkubacji jest bardzo trudne, szczególnie przy paskach służących do badania większej objętości wody niż 1 ml, ponieważ wymagają one dłuższego okresu czasu do osiągnięcia właściwej temperatury hodowania.

Wstępne badania wykazały, że paski nadają się raczej do wykazywania obecności bakterii grupy *coli*, a nie do bezpośredniego ilościowego ich określania.

W dotychczasowych badaniach stwierdziliśmy, że stosunek najbardziej prawdopodobnej liczby bakterii wyizolowanych metodą fermentacyjną do najbardziej prawdopodobnej liczby bakterii wyizolowanych na sączkach membranowych wynosił 1,8 : 1. Jeżeli natomiast odrzucić kilka prób z rzek, okazało się, że stosunek ten zmienił się na korzyść sączków membranowych — 1 : 1.08. Stąd wniosek, że należałoby zwrócić specjalną uwagę na badania wód powierzchniowych za pomocą sączków. Stosunek najbardziej prawdopodobnej liczby bakterii uzyskanej metodą fermentacyjną do najbardziej prawdopodobnej liczby bakterii na paskach wyniósł odpo-

wiednio 3,7 : 1, po odrzuceniu zaś wód powierzchniowych — 2 : 1. Stosunek najbardziej prawdopodobnej liczby bakterii otrzymanej metodą sączków do najbardziej prawdopodobnej liczby otrzymanej metodą pasków wynosił 2 : 1, a bez wód powierzchniowych 2,2 : 1. Z powyższego można wnioskować, że jeżeli odrzucimy przy obliczaniu naszych wyników wody powierzchniowe, to ilość bakterii otrzymana metodą fermentacyjną i metodą na sączkach jest mniej więcej jednakowa, natomiast przy metodzie pasków jest znacznie mniejsza.

Wydaje się, że jeżeli chodzi o metodę pasków bibułowych, jedyną korzyścią jest szybkie otrzymanie orientacyjnego wyniku oraz to, że zbędne jest szkło laboratoryjne i pożywki. Jednak paski te do badań rutynowych są za drogie.

Koleżanka Kubanek mówiła, że otrzymała dużą ilość bakterii nietypowych na sączkach, które po przeszczepieniu fermentowały laktozę. Czy to nie było również spowodowane nieodpowiednią jakością sączka lub jakością podłoża Endo? Czy przed użyciem Endo standaryzowano ilość fuksyny w stosunku do siarczynu sodu? Badacze amerykańscy podkreślają to jako bardzo ważny moment. Myśmy również przebadali podłoże o różnym stężeniu fuksyny i rzeczywiście na normalnej pożywce Endo kolonie były mniej typowe niż na pożywce z większym stężeniem fuksyny.

Na zakończenie chciałabym zwrócić uwagę na to, że w przypadku zastosowania sączków membranowych do wykrywania bakterii grupy *coli* musiałaby ulec pewnej zmianie definicja tej grupy bakterii, opierająca się na zdolności fermentowania laktozy z wytworzeniem kwasów i gazów. Zdarza się bowiem, że typowe kolonie z fuksynowym połyskiem, przeszczepione z sączków do bulionu, powodują tylko fermentację kwaśną.

K. Kluczycki — Gliwice

Zapytuje S. Ziemińską o szczegóły dotyczące jej ostatniej wypowiedzi w sprawie stosowania sączków membranowych.

Nawiązując do wypowiedzi J. Palucha stwierdza, że spotkał się w Niemczech z zastrzeżeniami dotyczącymi wprowadzenia metod filtracyjnych do badań wody

Z. Buczowska — Gdańsk

Wydaje się, że niezgodność wyników metody filtracyjnej i fermentacyjnej, tak szeroko i szczegółowo omawianą w obecnej dyskusji, można tłumaczyć tym, że wynik w metodzie filtracyjnej otrzymuje się przez bezpośrednie liczenie kolonii wyrosłych na filtrze, natomiast w metodzie fermentacyjnej wynik oblicza się z ilości dodatnich i ujemnych posiewów, na podstawie rachunku prawdopodobieństwa. Należy podkreślić, że błąd metody fermentacyjnej jest bardzo duży.

Zgodność wyników obu metod, podawana w pracach różnych autorów, jest obliczana z uwzględnieniem szerokich granic prawdopodobieństwa dla wartości otrzymywanych metodą fermentacyjną. W niektórych pracach, np. z ośrodka amerykańskiego w stanie Albana podano, że metoda filtracyjna daje średnie wyniki niższe aniżeli metoda fermentacyjna. Badania porównawcze obydwu metod prowadzi się za granicą od kilku lat. W niektórych krajach wprowadzono metodę filtracyjną do metodyki oficjalnej, w innych jeszcze nie ustalono poglądu na jej dokładność. Poza tym wyniki zależą od techniki filtracji i hodowli na filtrach. Badania prowadzone w kierunku ulepszenia tej techniki są konieczne.

Nic też dziwnego, że w naszych pierwszych próbach na filtrach membranowych własnej produkcji, jeszcze niedoskonałej, istnieją rozbieżności wyników obu metod. Dla ustalenia wniosku co do zgodności obu metod potrzebne są o wiele obszerniejsze badania, dające materiał do statystycznego opracowania wyników.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 91-110

J. Paluch

CHARAKTERYSTYKA MIKROBIOLOGICZNA WÓD DORZECZA POŁUDNIOWEJ WISŁY*

Z Katedry Techniki Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach

WSTĘP

Scharakteryzowanie zbiornika wodnego na podstawie jego mikroflory bakteryjnej nie jest proste. Problemów mikrobiologicznych nie można bowiem rozpatrywać bez powiązania ich z problemami ekologicznymi. Dlatego też dotychczas stosowane metody badań bakteriologicznych wód można uznać za niedokładne, nie dające pełnego obrazu życia wody i pozwalające tylko na przybliżoną jej charakterystykę. Żywiołowość zaś rozwoju drobnoustrojów w wodzie przy sprzyjających warunkach, głównie przy zanieczyszczeniu jej organicznymi substancjami ściekowymi, również poważnie utrudnia te badania. Te trudności wymienione tylko przykładowo przyczyniają się do tego, że tego typu badania są niepopularne lub zgoła niedoceniane przez wielu badaczy. Mimo to prowadzi się je stale poszukując jednocześnie coraz nowszych, dokładniejszych i prostszych metod bakteriologicznego badania wód.

Próba scharakteryzowania stanu mikrobiologicznego wód dorzecza południowej Wisły jest pierwszą próbą zestawienia wyników badań bakteriologicznych tych wód, wykonanych przez liczne instytuty i zakłady badawcze z terenu województwa rzeszowskiego, krakowskiego i śląskiego. W szczególności opracowanie niniejsze oparto na materiałach uprzejmie użyczonych przez Wojewódzkie Stacje Sanitarno-Epidemiologiczne w Rzeszowie, Krakowie i Katowicach, przez Instytut Gospodarki Komunalnej Zakład Badawczy w Krakowie, Katowicach i Zakład Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych w Gliwicach; część materiałów uzyskano z Ka-

* Praca wykonana z subwencji Komisji Ochrony Zasobów Wodnych i Oczyszczania Ścieków PAN.

tedry Mikrobiologii Rolnej WSR w Krakowie. Wreszcie oparto się na wynikach własnych badań wykonanych w Zakładzie Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych, w Katedrze Technologii Wody i Ścieków oraz w Katedrze Techniki Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach *.

Jak wynika z zebranych materiałów, obejmujących w zasadzie okres od 1945 do 1957 r., a w praktyce okres 1950-1957 lub 1954-1957 r., większość rzek dorzecza południowej Wisły była przebadana raczej sporadycznie, w licznych punktach jednorazowo, w nielicznych kilkakrotnie, a w bardzo nielicznych przypadkach wielokrotnie (tab. I). W większości wypadków wybór punktów badań był uzależniony od doraźnych potrzeb, np. nagłego spuszczenia ścieków do odbiorników, potrzeby zbadania możliwości wpuszczenia do odbiorników ścieków przemysłowych lub możliwości poboru wody.

Opracowanie oparto na 1536 analizach bakteriologicznych próbek pobranych z 322 punktów z 92 rzek, potoków i zbiorników zaporowych. Wśród wykonanych analiz 656 dotyczyło wody zbiornika dolinowego w Kozłowej Górze na rzece Brynicy (Śląsk).

Posiadany bardzo skąpy materiał nie pozwala więc na gruntowne i ścisłe scharakteryzowanie na tej podstawie wód. Niemniej, jak widać z tablic oraz z mapy (tab. II-V, rys. 1), uzyskano pewien ogólny obraz.

Wszystkie instytucje, z których materiałów korzystano, posługiwały się jednolitą metodyką badań opracowaną przez PZH, obejmującą określenie ilości kolonii bakterii na bulionie z agarem i żelatyną oraz miano *coli*. Jak wiadomo, ilość bakterii wzrastających na agarze lub żelatynie jest wielokrotnie niższa od rzeczywistej ilości bakterii bytujących w danej wodzie. Mimo to, tego rodzaju badania mogą być miarodajne jako wskaźnikowe, jeśli prowadzi się je stale. Jedynie badania Katedry Mikrobiologii Rolnej WSR w Krakowie obejmowały dodatkowo identyfikację niektórych bakterii wyizolowanych z wody. Badania autora zaś w niektórych przypadkach również obejmowały ustalenie przynależności systematycznej niektórych bakterii, a zawsze określenie typu pałeczki okrężnicy.

Zebrane materiały świadczą, że w większości przypadków prowadzono także równocześnie badania hydrobiologiczne wody i określanie jej saprobowości oraz niektórych wskaźników fizyko-chemicznych.

* Na tym miejscu pragnę złożyć podziękowanie wszystkim, którzy przyczynili się do umożliwienia realizacji niniejszego opracowania. W szczególności dziękuję Panu Profesorowi Drowi Waleremu Goetlowi, Przewodniczącemu Komisji Ochrony Zasobów Wodnych PAN za przyznanie dotacji na opracowanie, zaś Panu Profesorowi Drowi Kazimierzowi Bassalikowi, Przewodniczącemu Komitetu Mikrobiologicznego PAN za życzliwe poparcie mych zamierzeń. Dziękuję wszystkim Koleżankom i Kolegom z Instytucji, które dostarczyły potrzebnych materiałów, za pomoc przy przygotowaniu zestawień wyników przeprowadzonych badań bakteriologicznych.

Tabela I

Ilość badań bakteriologicznych wód południowej Wisły i jej dorzecza (do 1957 r.)

Zahl der bakteriologischen Analysen der südlichen Wisła und ihrer Nebenflüsse (bis Jahre 1957)

	Nazwa rzeki Fluss	Ilość — Zahl: Stanowisk Standort	Ilość — Zahl: Analiz bakteriologicznych Analysen	Ważniejsze stanowiska i ilość analiz Wichtigere Standorte
	Wisła do ujścia Sanu	36	119	Kraków 10
prawobrzeżne dopływy rechtseitige Nebenflüsse	Malinka	3	6	
	Brennica	6	10	
	Bajerka	5	8	
	Iłownica	2	5	
	Biała	10	16	
	Soła	6	14	Żywiec — 10
	Skawa	8	19	Wadowice — 10
	Skawinka	1	9	
	Raba	7	15	
	Uszwica	3	11	Okocim — 5, Brzesko — 5
	Dunajec (z Białym i Czarnym)	24	55	N. Targ — 13, Nowy Sącz — 9, Rożnów — 12
	Breń	1	1	
	Wisłoka	8	55	Jasło — 11, Dębica — 21 Mielec — 9
	San z Wisłokiem	16	107	
lewobrzeżne dopływy linksseitige Nebenflüsse	Bładnica	7	16	
	Knajka	2	6	
	Pszczynka	7	13	
	Gostynka	1	1	
	Przemsza (Czarna i Biała)	27	89	
	Chechło	4	7	
	Rudawa	4	11	
	Białucha (Prądnik)	1	2	
	Dłubnia	3	43	Rejon N. Huty — 40
	Szreniawa	2	3	
	Nidzica	2	4	
	Nida	1	1	
	Czarna	1	1	
	Koprzywianka	1	1	
	Inne rzeki 60 Andere Flüsse	123	888	zbiornik w Kozłowej Górze — 656
	Razem 92 rzeki Zusammen	392	1536	

Omówienie stosunków mikrobiologicznych wód rzecznych oparto na wynikach ilościowych oznaczeń wykonanych na agarze. Oparcie się na wynikach posiewów na żelatynie nie było możliwe wobec bardzo częstego upłynniania żelatyny przez bakterie. W omówieniu ujęto też dane dotyczące miana *coli* tych wód.

CHARAKTERYSTYKA MIKROBIOLOGICZNA WISŁY

Rzeka Wisła (tab. II) już przy źródłach, dających początek Białej i Czarnej Wisełce na zboczach Baraniej Góry, wykazuje od 10 do 180 (średnio 70) bakterii w 1 ml wody. W Czarnej Wisełce stwierdzono 1450-2900 bakterii, natomiast w Białej Wisełce 280-650 bakterii na 1 ml wody. Można to tłumaczyć tym, że Czarna Wisełka w bezpośredniej bliskości źródlisk jest odbiornikiem ścieków schroniska turystycznego na Baraniej Górze, natomiast Biała Wisełka przyjmuje tylko nieliczne zanieczyszczenia z gospodarstw leżących w pobliżu jej brzegów. Po połączeniu się obu Wisełek ilość bakterii w wodzie wynosi powyżej 3000 w 1 ml wody, jednak dzięki zahamowaniu biegu rzeki w niewielkim zbiorniku retencyjnym w Czarnem, następuje kilkakrotne zmniejszenie ilości bakterii do około 500 na 1 ml wody.

Należy tutaj zaznaczyć, że wszystkie zbiorniki retencyjne przyczyniają się wydatnie do zmniejszenia ilości bakterii w wodzie. Zjawisko to zostało stwierdzone w zbiorniku dolinowym w Kozłowej Górze, w Goczałkowicach i w Czarnem, a także w jeziorach Rożnowskim i Czchowskim.

W dorzeczu górnej Wisły znajduje się szereg osiedli, przeważnie letniskowych oraz zakładów przemysłowych. Ścieki tych osiedli i zakładów zanieczyszczają Wisłę bezpośrednio lub za pośrednictwem jej dopływów. W górnej części dorzecza położona jest gmina Wisła — znana miejscowość letniskowa i klimatyczna. Ścieki bytowo-gospodarcze tego osiedla oczyszcza się przeważnie w dołach osadnikowych z przelewami; częściowo infiltrują one lub spływają do Wisły i jej dopływów. Ilość tych ścieków jest nieznaczna, toteż nie wpływają one w większym stopniu na jakość wody w Wiśle. Ilość bakterii poniżej osiedla Wisła wzrasta zaledwie do około 2000 na 1 ml wody.

Poniżej gminy Wisła leży miasto Ustroń, odprowadzające swe ścieki w podobny sposób. Ze względu na chłonność gruntu (żwirowiska) łatwiejsza jest tu infiltracja do rzeki. Poważne zanieczyszczenie wody w Wiśle powoduje znajdujące się tam kąpielisko borowinowe oraz zakłady przemysłu metalowego, odprowadzające wody, między innymi, z trawialni stali. Poniżej miasta Ustroń obserwuje się jednak pewne nieznaczne oczyszczenie wody w Wiśle.

Stan bakteriologiczny Wisły pogarsza się silnie dopiero od ujścia rzeki Bładnicy w Skoczowie, będącej odbiornikiem uciążliwych ścieków zakła-

dów przemysłu filcowego i wełnianego oraz garbarni. Ścieki dopływające z Błądnicą nie mieszają się od razu z całą wodą Wisły, lecz płyną głównie w pobliżu lewego brzegu, przez co obserwuje się duże różnice w ilości bakterii w wodzie przy lewym i prawym brzegu Wisły. Widoczny ślad tych ścieków ciągnie się w Wiśle przez około 8 km, a wpływ ich na jakość wody można stwierdzić jeszcze znacznie dalej. Odbija się to na ilości bakterii w wodzie, dochodzącej do około 140 000 na 1 ml przy lewym brzegu Wisły poniżej ujścia tych ścieków. W dalszym biegu aż do miasta Strumień woda jednak znowu oczyszcza się; ilość bakterii maleje do około 300 na 1 ml. W Strumieniu rozpoczyna się zalew goczałkowicki.

Przed powstaniem zbiornika goczałkowickiego obserwowano wyraźne zwiększenie zanieczyszczenia wody rzeki Wisły poniżej miasta Strumień, osiągające maksimum na terenie przyszłego zbiornika w pobliżu przegrody. Ilość bakterii w Wiśle wynosiła od 6400 do 15 400 na 1 ml. Powodowane to było w zasadzie nie ściekami tego miasta, lecz dopływem silnie zanieczyszczonej rzeki Bajerki. Wpływ na to miały też zmiany procesów samooczyszczania się wody w rzece, wynikające z przejścia Wisły z charakteru rzeki górskiej na rzekę nizinną. Po uruchomieniu zbiornika goczałkowickiego ilość bakterii w wodzie zbiornika silnie się zmniejszyła, mimo dopływu z Bajerki i innych rzek dużych ilości bakterii. Stan bakteriologiczny wód tego zbiornika jest tematem oddzielnego, obszernego opracowania.

Wisła opuszczając teren zbiornika goczałkowickiego pozostaje jednak nadal silnie zanieczyszczona. W pobliżu Nowego Bierunia ilość bakterii dochodzi do 250 000 na 1 ml wody. Jest to wynikiem dopływu rzek — odbiorników ścieków, głównie okręgu przemysłowego Bielsko-Biała, mianowicie rzeki Iłownicy, Wapienicy, Jasienicy i Białej.

Stan ten utrzymuje się, a nawet niekiedy pogarsza aż do ujścia rzeki Przemszy. Ilość bakterii osiąga poziom powyżej 1 200 000 na 1 ml wody w Dworach pod Oświęcimiem. Na tym odcinku uchodzą do Wisły zanieczyszczone rzeki: Pszczynka oraz Gostynka ze swymi dopływami Mleczną, potokiem Tyskim i Leżyńskim, a przede wszystkim rzeka Przemsza.

Od ujścia Przemszy aż do ujścia Sanu rzekę Wisłę przebadano — jak wykazują posiadane materiały — słabiej niż od źródeł do ujścia Przemszy. Najważniejsze punkty badań to ujście Skawy, Bielany pod Krakowem i rejon Krakowa aż do Nowej Huty, ujście Raby, Dunajca, Wisłoki, ujście Nidy, Breni, Koprzywianki.

Na podstawie zebranych wyników można stwierdzić, że od Przemszy do ujścia Skawy jakość wody w Wiśle poprawia się, o czym świadczy spadek ilości bakterii do około 20 000 na 1 ml przy ujściu Skawy. Pod Bielanami, a więc powyżej Krakowa, stan ten pogarsza się (średnia z 8 badań wykazuje 37 000 bakterii, maksimum — 65 000 w 1 ml wody). O stanie

bakteriologicznym wody Wisły poniżej Krakowa brak danych, jednak należy się spodziewać, że ilość bakterii w wodzie jest bardzo wysoka, gdyż uchodzą do niej ścieki miejskie Krakowa.

Wisła przed przyjęciem Raby niesie już dużo mniejszą ilość bakterii — 500 na 1 ml. Stan ten znów stopniowo pogarsza się i przy ujściu Dunajca ilość bakterii dochodzi do 3500, a następnie ponownie obniża się do około 200 przy ujściu Nidy i Breni, by znów podnieść się przy ujściu Wisłoki do 8000. Przy ujściu Koprzywianki ilość bakterii spada do 3600 na 1 ml wody, a powyżej ujścia Sanu średnio do 1700.

Miano *coli* w wodzie Wisły bywa różne, zależnie od miejsca i stopnia zanieczyszczenia wody. Waha się ono od 0,01 do 1 i powyżej 10 w górnej Wiśle do ujścia rzeki Białej, a od 0,0001 (Dwory koło Oświęcimia) do 1 przy ujściu rzeki Breni, spadając znów do 0,0001 powyżej ujścia Wisłoki. Znalezione typy pałeczki okrężnicy należą w większości do *Escherichia intermedium* i *Aerobacter aerogenes*, obok typów, których nie udało się bliżej określić. Występowanie pałeczek okrężnicy typu jelitowego (*E. coli*) stwierdzono w Wiśle w licznych punktach. Typ ten stwierdzono już po połączeniu się Czarnej i Białej Wisełki w zbiorniku retencyjnym w Czarnem i to na głębokości 300 cm. Dalej typ ten stwierdzono w uzdrowisku Wisła, w mieście Ustroń, koło Skoczowa i prawie we wszystkich dopływach Wisły na tych terenach. O typie pałeczek okrężnicy występujących w Wiśle poniżej ujścia rzeki Białej brak bliższych danych. Należy się spodziewać, że przy mianie *coli* około 0,001 występowanie jelitowego typu pałeczki okrężnicy jest powszechne.

CHARAKTERYSTYKA PRAWOBRZEŻNYCH DOPŁYWÓW WISŁY

Prawobrzeżne dopływy Wisły pierwszego i drugiego rzędu są dokładniej przebadane (tab. III) niż dopływy lewobrzeżne (tab. IV). Wiąże się to z wielkością tych rzek, zagęszczeniem i wielkością osiedli w ich dorzeczu, uprzemysłowieniem terenów itd. Dopływy prawobrzeżne niosą zmienne ilości bakterii, wskazujące w wielu wypadkach na zanieczyszczenie wód tych rzek już w górnym biegu. Charakteryzując pokrótce ważniejsze dopływy Wisły można stwierdzić co następuje:

Pierwszy dopływ Wisły, Malinka, jest typowym potokiem górskim, biorącym początek w Beskidzie Śląskim. Malinka niesie od 220 do 450 bakterii na 1 ml wody. Podobny charakter posiada rzeka Brennica, która zawiera w całym biegu znaczne ilości bakterii. Np. ilość bakterii we wsi Górki wynosi około 1200-1400, natomiast przy ujściu do Wisły tj. około 15 km poniżej tej wsi do 1100 bakterii na 1 ml wody. Obie te rzeki — Malinka i Brennica, mimo że są to potoki górskie i — jakby się wydawało — powinny mieć wodę „czystą", są zanieczyszczone substancjami

organicznymi, stanowiącymi dobre podłoże rozwojowe dla bakterii. Substancje ściekowe dostają się do tych rzek szczególnie w lecie z osiedli, w których przebywa duża liczba wczasowiczów. Poza tym, jak wiadomo, w rzekach górskich znacznie słabiej przebiegają procesy samooczyszczania się wody, między innymi, wskutek szybkiego ich biegu i niskiej temperatury wody.

Rzeka Bajerka stanowi właściwie młynówkę, gdyż niesie ona wody rzeki Wisły ujęte na jazie we wsi Harbutowice koło Skoczowa. Zasila ona swymi wodami liczne gospodarstwa stawowe oraz cukrownię „Chybie". Wpada do Wisły w środkowej części zbiornika goczałkowickiego. Jest ona rzeką silnie zanieczyszczoną, szczególnie po przyjęciu ścieków cukrowni. Ilość bakterii wykazana w niej przed budową zbiornika goczałkowickiego wynosiła w czasie kampanii cukrowniczej do 200 000 w 1 ml, natomiast w innych porach roku do 80 000.

Rzeka Iłownica ma podobny charakter jak Bajerka. Przy ujściu do Wisły poniżej zapory goczałkowickiej stwierdzono w niej do 2100 bakterii na 1 ml wody. W okresie jesiennym, gdy spuszcza się stawy rybne, które zasila swą wodą, wykazuje znacznie silniejsze zanieczyszczenie. Dopływ Iłownicy, rzeka Wapiennica, łącząca się z nią przy samym ujściu do Wisły, jest znacznie bardziej zanieczyszczona, gdyż przyjmuje ścieki zakładów przemysłu lniarskiego, wełnianego, futrzarskiego i żelaznego. Stwierdzono w niej do 100 000 bakterii na 1 ml wody.

Rzeka Biała zawiera w Bystrej około 9000 bakterii i tę ilość niesie do Bielska-Białej. Poniżej tego miasta ilość bakterii rośnie do 6 milionów na 1 ml (średnio 2 miliony). W dalszym biegu ilości te zmniejszają się do około 77 000 w Czechowicach i znów rosną do 120 000 przy ujściu do Wisły. Te duże ilości bakterii są oczywiście wynikiem silnego zanieczyszczenia ściekami bytowo-gospodarczymi i przemysłowymi okręgu Bielska. Miano *coli* waha się od 0,01 do 0,0001.

Rzeka Soła w górnym biegu aż do Rajczy jest czysta, zawierając poniżej 100 bakterii w 1 ml wody, lecz już w Milówce ilości te zwiększają się do 15 000, a miano *coli* wynosi 0,1. Dalej następuje pewne samooczyszczanie się wód Soły; ilość bakterii wynosi w Cięcinie 3700. Powyżej Żywca ilość bakterii zmienia się i waha od kilkunastu do 16 000 na 1 ml wody, średnio 5000. Poniżej Żywca, w wyniku dopływu ścieków, ilość bakterii znów rośnie do 9 400, a miano *coli* do 0,0001. W dalszym biegu rzeki ilość bakterii obniża się i przed ujściem Soły do Wisły wynosi około 20 na 1 ml wody, miano *coli* zaś wybitnie poprawia się nawet do 50.

Rzeka Skawa aż do Makowa Podhalańskiego, a właściwie jeszcze do Zembrzyc i Juszczyna jest bakteriologicznie niezbyt zanieczyszczona. Niesie do 120, a w Juszczynie do 300 bakterii w 1 ml wody, miano *coli* wynosi od 0,1 do 1 i nawet do 50. Pod Wadowicami ilość bakterii dochodzi już do

18 000, w samych Wadowicach zaś do 600 000 (miano *coli* 10^{-6}), przy czym mała rzeka Choczenka, uchodząca do Skawy w Wadowicach, niesie średnio 1 100 000 bakterii (maksimum 3 800 000, minimum 150 000). W pobliżu ujścia do Wisły pod Zatorem ilość bakterii w Skawie spada do 12 000 (maksimum 24 000) na 1 ml, a miano *coli* wynosi 0,1.

Rzeka Skawinka w Skawinie niesie średnio powyżej 8000 bakterii (maksimum 42 000, minimum 100 w 1 ml wody). Miano *coli* wynosi 0,001.

Rzeka Raba już w Rabce jest silnie zanieczyszczona. Ilość bakterii w 1 ml wody wynosi w Rabce od 7500 do 40 000, a miano *coli* od 0,01 do 0,001. W dalszym biegu rzeki pod Myślenicami woda poprawia się, ilość bakterii spada przeciętnie do powyżej 400 na 1 ml, a miano *coli* wynosi od 0,1 do 10. Stan ten utrzymuje się do Gdowa, by znów w pobliżu Bochni znacznie pogorszyć się, osiągając do 9000 bakterii. Dalej, aż do ujścia Raby do Wisły, jakość wody znowu poprawia się. W Uściu Solnym ilość bakterii w wodzie Raby wynosi tylko 100-300 na 1 ml, miano *coli* — 0,1.

Rzeka Uszwica przepływająca przez Okocim i Brzesko odbiera ścieki miejskie oraz zakładów piwowarsko-słodowniczych i niesie znaczne ilości bakterii. Wykazano w niej od 320 do powyżej 400 000 bakterii na 1 ml wody i miano *coli* 10^{-5}. Jednak przy ujściu do Wisły stwierdzono znaczny spadek ilości bakterii do 1500 na 1 ml, a miano *coli* do 0,01.

Dunajec już w górnym biegu jest zanieczyszczony. Biały Dunajec już w Zakopanem nie nadaje się nawet do kąpieli, gdyż niesie 14 000 bakterii i wykazuje miano *coli* 0,01. Natomiast przed połączeniem się z Czarnym Dunajcem ilość bakterii spada średnio do 1500 na 1 ml wody, a miano *coli* poprawia się do 1. Czarny Dunajec w pobliżu Nowego Targu niesie do 60 000 (w 1953 r., 6000 w 1950/51 r.) bakterii, a miano *coli* wynosi 0,001. Po połączeniu się obu tych rzek Dunajec w Nowym Targu zawiera 1200 bakterii, w Dębnie 2700, zaś w Czorsztynie liczba ta dochodzi do 16 000 na 1 ml wody (miano *coli* — 0,1). Po przejściu przez przełom w Pieninach ilość bakterii w wodzie Dunajca nieznacznie obniża się w Szczawnicy do 11 000, a wybitnie spada dopiero w dalszym biegu, do 5400 w Tylmanowej i 375 powyżej Nowego Sącza (miano *coli* w tym punkcie waha się od 0,01 do powyżej 50). W dalszym swym biegu Dunajec jeszcze bardziej oczyszcza się, wykazując w wodzie Jeziora Rożnowskiego średnio 34 bakterie (miano *coli* od 0,1 do powyżej 50), natomiast w Jeziorze Czchowskim średnio około 220 bakterii (miano *coli* od 1 do 10). Na to pewnego rodzaju pogorszenie wody Dunajca w Czchowie wpływa zapewne dopływ do niego rzeki Łososiny niosącej w Tymbarku do 28 000 bakterii (średnio 5200) i w Łososinie Górnej średnio powyżej 11 000. Woda Dunajca, po przejściu przez Jezioro Czchowskie jakościowo poprawia się, czego wskaźnikiem mogą być stwierdzone w Bogumiłowicach 3 bakterie w 1 ml wody i miano *coli* 10. Jednak stan ten ulega powtórnej zmianie na gorsze po ujściu do Dunajca

rzeki Białej, wnoszącej około 900 (?) bakterii w 1 ml wody (miano *coli* od 0,01 do 1). Wykazana ilość bakterii przy ujściu rzeki Białej do Dunajca nie wydaje się zgodna z rzeczywistością, gdyż Biała koło Tarnowa niesie powyżej 300 000 bakterii na 1 ml wody przy mianie *coli* 0,001. Poniżej Tarnowa w Wietrzychowicach — Dunajec niesie około 3500 bakterii, a przy ujściu do Wisły 21 000 w 1 ml wody przy mianie *coli* 0,1.

Rzeka Wisłoka. Już w Żmigrodzie, tj. w górnym biegu, zawiera ona 13 000 bakterii. We wsi Łęki obserwuje się znaczne oczyszczenie wody (60 bakterii w 1 ml). W dalszym biegu po przyjęciu ścieków osiedli nadbrzeżnych liczba bakterii znów wzrasta do 9000 w Jaśle. Pod Pilznem znowu obserwuje się oczyszczenie wody (średnio około 100 bakterii na 1 ml). W Dębicy ilość bakterii zwiększa się do około 900 (maksimum 6500), w Mielcu utrzymuje się ilość bakterii na poziomie około 1600 w 1 ml wody przy mianie *coli* od 10 do 0,001. Przy ujściu do Wisły ilość bakterii w Wisłoce wynosi 1200 na 1 ml. Dopływ Wisłoki rzeka Ropa w rejonie Gorlic niesie średnio powyżej 4000, a w Bieczu około 7000 bakterii.

San z Wisłokiem. San na wysokości Buszkowic i Leska nie należy jeszcze do silnie zanieczyszczonych rzek. Ilość bakterii wynosi około 300 na 1 ml, miano *coli* od 0,1 do 10. W Sanoku ilość bakterii zwiększa się do 1100, osiągając w Mrzygłodzie powyżej 21 000 i tyle samo w Dynowie. San pod Przemyślem nie zawiera już takich ilości bakteri, gdyż liczba ich spada do około 2 000, przy mianie *coli* od 0,001 do 10. W dalszym biegu rzeki w Ostrowie i Jarosławiu daje się zaobserwować dalsze oczyszczanie się wody i spadek ilości bakterii średnio do 340 na 1 ml w Jarosławiu. Stan ten jednak wybitnie pogarsza się w dalszym biegu rzeki i w rejonie Stalowej Woli wody Sanu przypominają wody górnośląskiego okręgu przemysłowego. Ilość bakterii dochodzi tu do ponad 100 000 przy mianie *coli* do 0,001. Na to pogorszenie się wody wpływają nie tylko ścieki Stalowej Woli, lecz również dopływ rzeki Wisłoka, który już w górnym biegu w Krośnie niesie do 16 000 bakterii (średnio około 5 000). Chociaż Wisłok w dalszym biegu oczyszcza się (Boguchwała — średnio około 800, maksimum 5000 bakterii, przed Rzeszowem średnio około 1 200 bakterii), to jednak ścieki Rzeszowa podwyższają ilość bakterii do 39 000 (maksimum 150 000) na 1 ml wody. Poniżej Rzeszowa, w Łukawcu i Gniewczynie Wisłok wydaje się znów znacznie mniej zanieczyszczony (od 120 do 150 bakterii na 1 ml wody) i dopiero w Tryńczy ilość bakterii powtórnie rośnie, osiągając około 6 000 bakterii w 1 ml wody przy ujściu Wisłoka do Sanu. Miano *coli* w wodzie Wisłoka w Krośnie wynosi od 0,1 do 10, w Rzeszowie — 0,001, w Łukowcu — 0,1 i przy ujściu do Sanu — 1.

CHARAKTERYSTYKA LEWOBRZEŻNYCH DOPŁYWÓW WISŁY

Lewobrzeżne dopływy górnej Wisły mają inny charakter niż dopływy prawobrzeżne (tab. IV). Podczas gdy dopływy prawobrzeżne (Malinka, Brennica) są typowymi potokami górskimi, to lewobrzeżne dopływy — Bładnica i Knajka mają charakter potoków nizinnych. Zbierają one wody z krawędzi Beskidu i pogórza cieszyńskiego.

Bładnica jest to raczej potok o różnym stopniu zanieczyszczenia. W górnym biegu niesie przeciętnie powyżej 2 000 bakterii na 1 ml wody. W Skoczowie powyżej miasta i przed przyjęciem ścieków fabryki kapeluszy ilość bakterii w wodzie dochodzi również do 2 000 na 1 ml. Natomiast przy samym ujściu Bładnicy do Wisły w Skoczowie, po przyjęciu ścieków garbarni ilość bakterii gwałtownie wzrasta, osiągając 93 000 na 1 ml. Widać więc, że Bładnica, a właściwie ścieki garbarni stanowią głównie źródło zanieczyszczenia górnej Wisły, wzbogacają ją w mikroflorę bakteryjną i przyczyniają się do zahamowania normalnego przebiegu procesów samooczyszczania się wody Wisły na tym odcinku.

Również silne zanieczyszczenie i wzrost ilości drobnoustrojów stwierdzono w potoku Knajka uchodzącym do Wisły w mieście Strumień. Mianowicie powyżej Strumienia ilość bakterii dochodzi do 1 400 w 1 ml, zaś przy ujściu do Wisły do 7 700 w 1 ml.

Dalszy dopływ Wisły to rzeka Pszczynka. W górnym biegu wydaje się czysta, zawiera około 40 bakterii na 1 ml, natomiast w Pszczynie liczba ich podnosi się do powyżej 2 300 a poniżej miasta, po przyjęciu jego ścieków do około 60 000 na 1 ml.

Rzekę Gostynkę zbadano tylko jeden raz i stwierdzono w niej powyżej miasta Nowe Tychy około 2 000 bakterii na 1 ml wody.

Rzeka Czarna Przemsza wypływa w okolicy Bzowa (powiat Zawiercie) i w górnym biegu prowadzi wody czyste aż do wsi Poręba (45,7 km biegu rzeki). Na tym odcinku rzeka przyjmuje dosyć duże ilości wody przez drenaż i z odwodnienia terenów, znikome natomiast ilości ścieków gospodarczych z przybrzeżnych osiedli. W dalszym biegu, na odcinku od Poręby do Mysłowic przepływa przez szereg miast i staje się odbiornikiem licznych uciążliwych ścieków przemysłowych oraz bytowo-gospodarczych, które silnie ją zanieczyszczają. Tutaj Czarna Przemsza traci charakter rzeki i staje się kanałem ściekowym, pełnym namułów węglowych niesionych z wodą i osiadłych na dnie i brzegach, oraz olbrzymich ilości fekalii, odpadów kuchennych i innych składników ścieków bytowo-gospodarczych. Równowaga biologiczna rzeki jest zniszczona, brak jest normalnego rozwoju flory i fauny wodnej. Rzeka ma wygląd nieestetyczny, woda wydziela wyczuwalne zapachy, w zastoiskach wodnych istnieją warunki wybitnie niehigieniczne.

Stan ten obrazuje dobitnie ilość bakterii. W Siewierzu (km 36,2) stwierdzono 150-300 bakterii na 1 ml (miano *coli* — 0,1-0,01), w Przeczycach (km 27,0) ilość bakterii wzrasta do 1500, zaś w Pogorii (km 14,4) do 21 200 na 1 ml, a miano *coli* do 10^{-5}. Poniżej, w Czeladzi i w Będzinie, miano *coli* dochodzi do 10^{-6} - 10^{-7}, w Sosnowcu do 10^{-8}. Poniżej Sosnowca woda niesie 700 000 bakterii na 1 ml przy mianie *coli* 10^{-4} - 10^{-6}. Wreszcie w Szopienicach liczba bakterii osiąga 2 607 000 na 1 ml a miano *coli* 10^{-10}.

Na całym tym odcinku rzeki brak procesów samooczyszczania się wody. Najwyższy stopień zanieczyszczenia wykazuje Czarna Przemsza po dopływie rzeki Brynicy.

Rzeka Biała Przemsza przed ujściem do niej ścieków Fabryki Celulozy i Papieru w Kluczach prowadzi wody czyste. Następnie na odcinku 20 km od Błędowa do Długoszyna utrzymuje się silne zanieczyszczenie rzeki ściekami tej fabryki. Ścieki te wywołują zmiany naturalnego siedliska, są szkodliwe dla flory i fauny a także mikroflory, mikrofauny oraz organizmów beztlenowych, działając też toksycznie na ryby.

Wody Czarnej i Białej Przemszy łączą się pod Mysłowicami w rzekę Przemszę. Wody Przemszy od chwili jej powstania są bardzo obciążone zanieczyszczeniami mineralnymi i organicznymi oraz bardzo silnie zanieczyszczone bakteriologicznie. Stan ten na całym odcinku cieku, aż do ujścia do Wisły prawie nie ulega zasadniczym zmianom, mimo pewnej zdolności wody do samooczyszczania się. Szczególnie w okresie jesiennym charakter wody w całym cieku jest nie zmieniony, mimo dosyć długiego przepływu (23 km) i stosunkowo niewielkich ilości zanieczyszczonych dopływów. Brak zdolności do samooczyszczania się wody wynika także z obecności grubej warstwy namułów dennych, przeważnie węglowych, stale przemieszczanych przez wartki prąd wody.

Pod względem bakteriologicznym stan Przemszy jest następujący: w Jęzorze (km 23,5) ilość bakterii waha się od 350 000 do 470 000, a miano *coli* 10^{-5} - 10^{-6}. W Brzezince (km 20,2) liczba bakterii dochodzi do 860 000. W Jeleniu (km 13,0) liczba bakterii obniża się do 102 000 (miano *coli* 10^{-4} - 10^{-5}, w Chełmku (km 6,6) znów podnosi się do powyżej 7 000 000 na 1 ml (miano *coli* 10^{-5} - 10^{-6}). Przy ujściu Przemszy do Wisły w 1 ml wody stwierdzono około 40 000 bakterii przy mianie *coli* 10^{-4} - 10^{-6}.

Jak widać z powyższego, stopień zanieczyszczenia Przemszy zależy od czystości wód Czarnej i Białej Przemszy. Z chwilą oczyszczenia ścieków uchodzących do tych rzek i uzdrowienia gospodarki ściekowej Śląska, rzeka Przemsza może prowadzić wody czyste.

Rzeka Chechło prowadzi uciążliwe ścieki z zakładów przeróbki ropy naftowej w Trzebini. Powyżej miasta ilość bakterii w rzece dochodzi do 100, a poniżej miasta do 1 000, podwyższając się w Chrzanowie i przy ujściu do Wisły do 5 000 bakterii na 1 ml wody przy mianie *coli* 0,001.

Rzeka Rudawa i jej drobne dopływy zostały znacznie dokładniej zbadane, gdyż stanowi ona źródło wody dla miasta Krakowa. Przeciętna ilość bakterii w rzece Rudawie wynosi do 600 w 1 ml wody (w Mydlnikach) przy mianie *coli* od 0,1 do 0,01.

Dalsze dopływy Wisły — rzeki Białucha (Prądnik), Dłubnia, Szreniawa, Nidzica, Nida i Czarna przebadane zostały tylko w pobliżu ich ujścia do Wisły. Ilość bakterii, którą niosą, wskazuje na różny stopień ich zanieczyszczenia. Tak np. Białucha niesie do Wisły od 2 200 do 11 000 bakterii w 1 ml wody, rzeka Dłubnia w okolicach Batowic około 500 bakterii, lecz już w rejonie Nowej Huty do 63 000 w 1 ml wody. Rzeka Szreniawa, w górnym biegu w okolicach Miechowa jest znacznie silniej zanieczyszczona niż przy ujściu do Wisły. Mianowicie we wsi Kamieńczyce niesie średnio powyżej 4 000 bakterii, a przy ujściu do Wisły liczba ta spada do 500, a miano *coli* wynosi 0,001. Rzeka Nidzica i Nida wnoszą do Wisły podobne ilości bakterii (550 i 700 w 1 ml) lecz miano *coli* ich jest lepsze — 0,1 i 1. Rzeka Czarna i Koprzywianka są nieco silniej zanieczyszczone. Wnoszą one do Wisły po około 1 000 - 1 500 bakterii w 1 ml wody i wykazują miano *coli* 0,01 i 0,001.

CHARAKTERYSTYKA INNYCH RZEK

Jak już zaznaczono, przebadano także około 60 mniejszych rzek, stanowiących drugiego i trzeciego rzędu dopływy Wisły. Wyniki tych badań zestawiono w tabeli V. Z danych tych widać, że są to rzeki i potoki o różnym stopniu zanieczyszczenia, niosące niewielkie lub duże ilości mikroflory bakteryjnej. Spośród nich na specjalne podkreślenie zasługują rzeki silnie zanieczyszczone, w wielu wypadkach o charakterze górskim, przepływające przez osiedla letniskowe, a więc tym bardziej stanowiące groźbę dla ludności masowo korzystającej w lecie z kąpieli w tych rzekach. Do takich rzek zaliczyć trzeba Koszarawę, która w rejonie Żywca niesie 6 000 bakterii na 1 ml wody i wykazuje miano *coli* 0,001, rzekę Jabłoniec, wykazującą w Limanowej taki sam stan, rzekę Brysinkę, która pod Myślenicami zawiera do 800 000 bakterii w 1 ml wody. Tu należy też rzeka Łososina, o której już wspomniano. Na podkreślenie zasługuje potok Kryniczanka, który w Krynicy niesie przeciętnie 40 000 bakterii, a maksymalnie — jak stwierdzono — do 180 000 na 1 ml wody przy mianie *coli* 10^{-5}. Oczywiście tego rodzaju rzeki stanowią poważną groźbę dla zdrowia ludności miejscowej i napływowej — wczasowiczów i kuracjuszy. Inna, znacznie większa rzeka w terenach letniskowych — Poprad pod Starym Sączem zawiera do 100 000 bakterii w 1 ml wody.

Wspomnieć także należy o rzekach również silnie zanieczyszczonych, jednak w mniejszym stopniu wykorzystywanych do kąpieli letnich

Wspomniana już rzeka Choczenka w Wadowicach zawiera do 4 milionow bakterii na 1 ml wody, rzeka Serafa w Wieliczce koło Krakowa do 80 000, Babica koło Bochni do 250 000, rzeka Biała koło Tarnowa do 300 000, rzeka Jasiołka koło Jasła ponad 21 000, rzeka Ropa 18 000 w Glinniku Mariampolskim a 32 000 w Gorlicach.

Spośród drugorzędnych dopływów lewego brzegu Wisły na podkreślenie zasługują rzeki śląskiego okręgu przemysłowego, w których ilość bakterii wynosi przeciętnie po kilkanaście do kilkadziesiąt tysięcy na 1 ml wody. Należy tu Potok Tyski, rzeka Mleczna, Potok Lędziński, potok Balina, rzeki Byczyna, Bobrek i Pogoria. Natomiast rzeka Rawa stanowi całkowicie kanał ściekowy. Niesie ona już w pobliżu źródeł powyżej pół miliona bakterii i liczba ich zwiększa się koło Katowic do 14 milionów. Uchodząc do Przemszy wnosi ona ponad 9 milionów bakterii na 1 ml wody, przy mianie *coli* 10^{-6}.

Na uwagę zasługuje jeszcze rzeka Brynica, na której przez przegrodzenie tamą jej doliny powstał w Kozłowej Górze płytki zbiornik o powierzchni około 600 ha, przeznaczony dla celów wodociągowych. Jak wykazały badania, rzeka Brynica wnosi do zbiornika przeciętnie około 1000 bakterii w 1 ml wody, natomiast średnia ich ilość w wodzie zbiornika obniża się do 50-100 bakterii w 1 ml wody. Miano *coli* wody zbiornika, zależnie od miejsca i pory roku, waha się od 0,001 do 10 i powyżej 10.

CHARAKTERYSTYKA JAKOŚCIOWA MIKROFLORY WÓD

Przeprowadzono też niepełne badania nad identyfikacją niektórych grup morfologicznych i fizjologicznych drobnoustrojów, występujących w niektórych rzekach. Badaniami tymi objęto wody rzeki Brynicy w zbiorniku dolinowym w Kozłowej Górze. W wodach tych identyfikowano niektóre bakterie. Stwierdzono, że w wodzie tego zbiornika nie spotyka się na ogół form typowych dla środowiska wodnego, lecz w większości bakterie bytujące normalnie w glebie i przenoszone ze spływami z pól i łąk, lub z resztkami roślinnymi. Między innymi stwierdzono występowanie poza różnymi typami pałeczki okrężnicy, następujących rodzajów: *Micrococcus, Sarcina, Bacterium, Chromobacterium, Bacillus, Pseudomonas, Achromobacter, Flavobacterium.* Spośród wyizolowanych szczepów bakterie proteolityczne stanowią około 70%. Spośród 47 przebadanych szczepów udało się zidentyfikować 24 gatunki z rodzaju *Bacillus, Lactobacterium, Chromobacterium, Pseudomonas* i *Pseudobacterium,* Trzy gatunki rodzaju *Bacillus* zidentyfikowano w przybliżeniu, natomiast nie ustalono przynależności systematycznej 19 badanych szczepów.

Dalsze próby identyfikacji drobnoustrojów objęły mikroflorę następujących potoków i rzek:

1. Rzekę Dłubnię na odcinku od wsi Batowice do ujścia do Wisły w rejonie Nowej Huty
2. Potok Biała Woda i Czarna Woda w Jaworkach koło Szczawnicy
3. Rzeki Białą i Dunajec w rejonie połączenia się obu rzek i odbioru ścieków przemysłowych Zakładów Azotowych w Mościcach oraz Fabryki Celulozy w Niedomicach
4. Potok Glinne koło Leska
5. Drobne dopływy Wisłoka na odcinku Łęki koło Pilzna—Latoszyn koło Dębicy
6. Rzekę San w Jarosławiu.

W wodach tych między innymi zidentyfikowano dokładniej lub w przybliżeniu bakterie siarkowe, żelaziste, nitryfikacyjne, różne typy pałeczki okrężnicy, niektóre gatunki rodzaju *Actinomyces, Bacterium, Bacillus, Chromobacterium, Micrococcus, Mycobacterium, Proteus, Pseudomonas, Staphylococcus* oraz 10 gatunków pospolitych drożdżaków i pleśniaków.

WNIOSKI

Większość rzek i potoków w południowej Polsce nie została jeszcze systematycznie przebadana. Przy źródłach tych rzek lub w ich górnym biegu, stan wody pod względem bakteriologicznym i sanitarnym nie jest zbyt dobry. Naturalnie spotyka się też górskie wody czyste, o specyficznej psychrofilnej mikroflorze, typowej dla tego rodzaju wód oligotroficznych, wykazujące miano *coli* powyżej 100.

Do dużej części podanych wyników analiz bakteriologicznych należy podchodzić krytycznie. Jak już wspomniano, są to materiały pochodzące z różnych lat i różnych pór roku. Dlatego też mogą znajdować się obok siebie i na pewno znajdują zupełnie rozbieżne wyniki.

Niestety nie udało się na podstawie zebranych materiałów określić stanu mikrobiologicznego omawianych wód wg pór roku, tj. w zimie, na wiosnę, w lecie i w jesieni. Tego rodzaju charakterystyka dałaby rzetelniejszy obraz stosunków mikrobiologicznych. Jak bowiem wynika z przeprowadzonych badań górnej Wisły, ilość bakterii w czasie wiosny jest całkiem odmienna niż w lecie. Ilość bakterii mianowicie, na ogół niska w górnej Wiśle, wzrasta gwałtownie w Skoczowie, lecz szybko zanika już w Kiczycach, tj. około 5 km poniżej Skoczowa. Ilość bakterii wzrasta znowu poniżej ujścia rzeki Bajerki, lecz słabiej niż w lecie. Zjawisko to wymaga dalszych badań, aby można było wyjaśnić szybsze zanikanie bakterii wiosną niż w lecie. Być może, przyczynia się do tego wysoki stan wody i większe rozcieńczenie ścieków Skoczowa oraz niska temperatura nie sprzyjająca bytowaniu mikroflory bakteryjnej. Przykład ten wystarcza, by udowodnić potrzebę badań mikroflory bakteryjnej wód w poszczególnych porach roku.

Na podstawie zebranego materiału można stwierdzić, że analiza bakteriologiczna, mimo że ma charakter analizy sanitarnej, może stanowić pewną podstawę do charakterystyki stanu wody. Tym bardziej można tak twierdzić, że przy porównaniu wyników tych analiz z wynikami badań biologicznych oraz fizyko-chemicznych widać dużą zgodność tych wszystkich wskaźników. W szczególności np. obserwuje się zgodność między wskaźnikami bakteriologicznymi a utlenialnością, zawartością tlenu w wodzie i pięciodniowym biochemicznym zapotrzebowaniem tlenu. Zwiększonej ilości bakterii w wodzie na ogół odpowiada zwiększona jej utlenialność i zwiększone biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5). Podobnie obserwuje się pewną dodatnią korelację z zawartością różnych związków azotowych w wodzie, jednak już nie tak regularną. Wreszcie wyraźną zgodność widać między wynikami analiz hydrobiologicznych i bakteriologicznych. Gdy analiza biologiczna wykazuje pogorszenie jakości wody, znajduje to na ogół potwierdzenie we wzroście ilości drobnoustrojów. Miano *coli* wód jest również na ogół zgodne ze stopniem ich zanieczyszczenia.

Przeprowadzone badania bakteriologiczne nie obejmują całych ścieków wodnych, lecz niektóre ważniejsze punkty odbioru ścieków, poboru wody lub tp. Wydaje się konieczne bardziej systematyczne przebadanie bakteriologiczne naszych rzek. Wyniki badań bakteriologicznych mogą stanowić bowiem podstawę do opracowania katastru zanieczyszczenia rzek, chociażby w postaci wstępnej. Przemawia za tym prostota ilościowych analiz bakteriologicznych i krótki czas potrzebny na ich wykonanie. Należy jednak zbadać, czy dotychczas stosowana metodyka sanitarnej analizy bakteriologicznej, obejmująca posiew na agarze i żelatynie, jest odpowiednia dla tego celu, czy nie wystarczyłby posiew tylko na agarze z inkubacją w 26° przez 96 godzin, uzupełniony membranowymi filtrami bakteriologicznymi lub innymi prostymi a dokładnymi metodami, jak np. zastosowanie podłoża Hettche'a ze szkłem wodnym zamiast agaru.

Wydaje się wreszcie konieczne dokładniejsze jakościowe zbadanie mikroflory spotykanej w naszych rzekach o różnym stopniu zanieczyszczenia. Charakterystyka jakościowa mikroflory bakteryjnej posiada bowiem poważne znaczenie nie tylko ze względów fizjograficznych, lecz także jako wskaźnik możliwości samooczyszczania się wód.

Należy także rozważyć, czy jakość wody pod względem sanitarnym należy w dalszym ciągu określać na podstawie miana *coli* i ilości kolonii na agarze i żelatynie. Czy wobec bardzo częstego upłynniania pożywki żelatynowej nie należy zaprzestać tych oznaczeń, gdyż w zasadzie nie mogą być one wskaźnikiem stanu bakteriologicznego wody. Czy nie należy wprowadzić ewentualnie obowiązkowego określania innych wskaźników, np. występowania enterokoków.

LITERATURA

Jagielski A., 1957: Badania mikrobiologiczne przeprowadzone na zbiorniku goczałkowickim i jego dopływach w 1956 r. *Biul. Komit. Górnośl. Okr. Przemysł. PAN*, **8**: 105.

Materiały Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Rzeszowie. Nie publikowane.

Materiały Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Krakowie. Nie publikowane.

Materiały Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Katowicach. Nie publikowane.

Materiały i prace Instytutu Gospodarki Komunalnej. Zakład Badawczy w Krakowie. Nie publikowane.

Materiały i prace Instytutu Gospodarki Komunalnej. Zakład Badawczy w Katowicach. Nie publikowane.

Materiały i prace Instytutu Gospodarki Komunalnej. Zakład Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych w Gliwicach. Nie publikowane.

Materiały Katedry Mikrobiologii Rolnej WSR w Krakowie. Nie publikowane.

Paluch J., Radecka S., Filipowicz J. i Burmecha H., 1956: Stan bakteriologiczny wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze. *Biul. Zakł. Biol. Stawów PAN*, **3**: 85.

Paluch J., Radecka S., Zdybiewska M. i Filipowicz J., 1956: Charakterystyka mikrobiologiczna wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze przeznaczonego dla celów wodociągowych. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 173.

Paluch J., Szulicka J. i Szymkiewicz A., 1957: Próba określenia działalności otwartych filtrów pospiesznych na stacji wodociągowej na podstawie wskaźników biologicznych i mikrobiologicznych. *Biul. Komit. Górnośl. Okr. Przemysł. PAN*, **8**: 205, *Gaz, Woda, Techn. Sanit.*, **7**: 250.

Paluch J., Radecka S. i Filipowicz J., 1957: Stan bakteriologiczny wód górnego biegu Wisły i jej dopływów oraz terenu zalewu w Goczałkowicach. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 187 oraz **6**: 29.

Paluch J. i Szymkiewicz A., 1956: Stan bakteriologiczny źródlisk rzeki Wisły na zboczach Baraniej Góry. *Acta Microbiol. Polon.*, **5**: 197.

Paluch J., Kępski J. i Kępska S., 1957: Stan sanitarno-epidemiologiczny wód i terenu zlewni zbiornika goczałkowickiego. *Biul. Komit. Górnośl. Okr. Przemysł. PAN*, **8**: 123.

Paluch J., Zdybiewska M., 1958: Charakterystyka niektórych bakterii, wyizolowanych, z wody filtrów pośpieszych na stacji wodociągowej w Kozłowej Górze, *Acta Microbiol. Polon.*, **8**: 69.

Starmach K., 1957: Badania hydrobiologiczne dorzecza zbiornika goczałkowickiego. *Biul. Komit. Górnośl. Okr. Przemysł. PAN*, **8**: 13.

J. Paluch

DIE BAKTERIOLOGISCHE CHARAKTERISTIK DER GEWÄSSER IM FLUSSGEBIET DER SÜDLICHEN WISŁA

Zusammenfassung

Robert Koch's Entdeckung der Möglichkeit von Krankheitsübertragungen durch Wasser gaben den Anfang der wirklichen Wasserbakteriologie. Seine klassische Methode der Keimzahlbestimmung im Boden. Wasser und in der Luft bedeutet den

Anfang systematischer Wasseruntersuchungen. Bakteriologische Untersuchungen sind gegenwärtig nicht nur den Bakteriologen, sondern auch den Biologen, Chemikern und Technikern und allen denen bekannt, die in Wasserfragen interessiert sind. Die Probleme der Wasserbakteriologie sind natürlich heute ganz anders als um die Jahrhundertwende. Während vor 60 Jahren die hygienisch-bakteriologischen Untersuchungen nur die Feststellung der Anwesenheit der Krankheitserreger und die Aufklärung ihrer Lebensbedingungen im Wasser zum Ziele hatten, so ist die Bakteriologie heute schon ein abgesonderter Wissenszweig. Sie befasst sich nicht nur mit Fragen der Wasserhygiene und der bakteriologischen Pflanzenwelt vom floristischen, systematischen oder morfologischen Standpunkt aus gesehen, sondern vor allem mit den physiologischen Vorgängen der im Wasser lebenden Mikroben, dem Stoffwechselprozess und auch mit ökologischen Fragen.

Der grösste Teil der auf dem Gebiete der Hydrobiologie veröffentlichten Arbeiten zeigt, dass die bisherigen Wasserorganismen Untersuchungen gewöhnlich als Zoo- und Fitozönosen, seltener als bakteriale Zönosen durchgeführt wurden. Inzwischen zeigen die Arbeiten vieler Verfasser, dass charakteristische Unterschiede zwischen einzelnen Oberflächengewässern nicht nur in der Art und Menge des Fito- und Zooplankton, sonder auch in der Art und Menge der vorkommenden Mikroorganismen hervortreten. Deshalb kann auch die Untersuchung der bakteriologischen Pflanzenwelt, der Dynamik ihrer Lebensprozesse, und der Dynamik der Aufbaustoffe, welche die Entwicklung aller Organismen bedingen, die einzelnen Gewässer charakterisieren. Auf dieser Grundlage lässt sich nicht nur der sanitäre Zustand der Gewässer feststellen, sondern auch die Möglichkeit und der Grad der Selbstreinigung, die Erhöhung der wirtschaftlicher Werte, oder die Veränderung der physikalisch-chemischen Eigenschaften bei der Benutzung eines Gewässers z. B. zu Trinkwasserzwecken. Diese Probleme sind von grosser Bedeutung nicht nur für Polen sondern auch für fast alle europäische und viele aussereuropäische Staaten.

Die Charakterisierung eines Gewässers auf Grund seiner bakteriologischen Mikroflora ist nicht einfach und leicht. Bei der Untersuchung der mikrobiologischen Probleme müssen auch die ökologischen Probleme beachtet werden. Deshalb kann man die bisher angewandten bakteriologischen Untersuchungsmethoden als ungenau erklären, da sie kein vollständiges Bild des im Wasser herrschenden Lebens geben, sondern nur eine annähernde Charakteristik erlauben. Die rasche Entwicklung der Bakterien im Wasser unter günstigen Zuständen, hauptsächlich Verunreinigung durch organische Abwässer, erschwert ebenfalls beträchtlich die Untersuchungen. Diese nur beilspielsweise angeführten Schwierigkeiten tragen u. a. dazu bei, dass Untersuchungen dieser Art in vielen Fällen unterschätzt werden. Trotzdem werden sie jedoch ständig angewandt um gleichzeitig neue, genauere und einfachere, bakteriologische Untersuchungsmethoden zu suchen.

Die Probe der Charakterisierung des bakteriologischen Zustandes der Gewässer im Flussgebiet der südlichen Wisła ist eine erste Zusammenstellung der Ergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen vieler Institute und Forschungslaboratorien aus den Wojewodschaften Rzeszów, Kraków und Schlesien.

Diese Bearbeitung umfasst — wie schon erwähnt — ausschliesslich das Flussgebiet der südlichen Wisła von den Quellen bis zur Mündung des San. Die Unterlagen dieser Bearbeitung sind nicht vollständig, da es technisch unmöglich war alle Ergebnisse zu erfassen.

Wie aus den angesammelten Unterlagen, die in der Regel die Zeit von J. 1945-1957, praktisch aber von 1950 bis 1957 oder gar 1954 bis 1957 umfassen, hervorgeht, wurde der grösste Teil der Flüsse im Flussgebiet der südlichen Wisła

nur vereinzelt untersucht. An vielen Standorten waren die Untersuchungen einmalig, an weniger zahlreichen — mehrmalig und nur in einzelnen — vielfach durchgeführt. In den meisten Fällen waren die Standorte von sofortigen Bedürfnissen abhängig, z. B. plötzlicher Abwasseranfall im Vorfluter und die dadurch hervorgerufenen Störungen, zur Bestimmung der Einlassmöglichkeit von Industrieabwässern in den Vorfluter, zur Bestimmung der Möglichkeit der Wasserentnahme, oder auch um den sanitären Zustand des Flusses zu prüfen und a. m.

Im allgemeinen stützt sich diese Bearbeitung auf ungefähr 1356 bakteriologische Analysen, die an 322 Standorten an 92 kleineren und grösseren Flüssen und Talsperren ausgeführt wurden, sowie auf 656 bakteriologischen Wasseranalysen des Staubeckens in Kozłowa Góra.

Diese Zahlen charakterisieren sehr genau den Bereich der durchgeführten bakteriologischen Untersuchungen. Die Wisła wurde in den letzten 12 Jahre in Laufe des Flusses von den Quellen bis zur Mündung des San durchschnittlich nur dreimal jährlich auf jedem der 36 Standorte untersucht, dabei war die Zahl der Standorte von den Quellen bis zur Mündung der Przemsza 23, dagegen aber von der Przemsza bis zur Mündung des San nur 13. Alle Nebenflüsse der Wisła wurden auf jedem Standort ebenfalls durchschnittlich nur dreimal jährlich untersucht. Die übrigen Flüsse wurden meistens nur in Einzelfällen untersucht.

Die gesammelten Unterlagen geben im Grunde sehr spärliches Material und erlauben nicht eine gründliche und genaue bakteriologische Charakterisierung der Gewässer. Dennoch — wie aus den Tabellen zu ersehen ist — entstand ein gewisses Bild aus welchem hervorgeht, dass der bakteriologische Zustand unserer Flüsse keineswegs zufriedenstellend ist.

Alle Institute und Laboratorien deren Ergebnisse hier zusammengestellt wurden, bedienten sich bei ihren Untersuchungen der einheitlichen Methode sanitärer Wasseruntersuchungen nach den Vorschriften des Staatlichen Hygiene Instituts, welche die Bestimmung der Keimzahl auf Nährbouillonagar und Nährbouillongelatine sowie Colititer umfasst.

Die durchgeführten Untersuchungen bezeugen, dass in den meisten Fällen gleichzeitig auch hydrobiologische Untersuchungen nach dem Saprobensystem durchgeführt wurden. Auch chemische Untersuchungen wurden fast immer gleichzeitig durchgeführt.

Die Beurteilung der bakteriologischen Verhältnisse im Wasser der einzelnen Flüsse auf Grund der erhaltenen Keimzahlergebnisse auf Nährbouillonagar durchgeführt wurde. Die Auswertung der Keimzahlergebnisse auf Nährbouillongelatine zu diesem Zweck war nicht immer möglich, da vielfach die Gelatineverflüssigung erfolgte. Auch die Ergebnisse von Colititerbestimmungen wurden angeführt.

Durchgeführt wurden auch Identifizierungsuntersuchungen einiger in den wenigen Gewässern vorkommender morfologischer und physiologischer Bakteriengruppen. Diese Untersuchungen erstreckten sich z. B. auf das Wasser des Flusses Brynica im Staubecken von Kozłowa Góra, welcher der Trinkwasserversorgung dient. Es wurde festgestellt, dass im Wasser dieses Staubeckens im allgemeinen die für das Wassermilieu typischen Formen nicht vorkommen, sondern meistens die Bakterienarten, welche gewöhnlich im Boden auftreten und durch Felder- und Wiesenabflüsse oder durch Pflanzenreste in das Wasser des Staubeckens eingeführt wurden. Es wurden u. a. folgende Arten festgestellt: *Micrococcus, Sarcina, Bacterium, Chromobacterium* und *Bacillus* auf Nährbouillonagar und *Pseudomonas, Achromobacter, Flavobacterium, Bacterium* und *Bacillus* auf Nährbouillongelatine. Die Bazillusarten bilden die am meisten auftretenden Formen. Von den untersuchten Kulturen sind

ungefähr 70% proteolitische Bakterien, die übrigen verflüssigen die Gelatine nicht.

Von 47 untersuchten Kulturen konnten 24 Gattungen der Art *Bacillus, Lactobacterium, Chromobacterium, Pseudomonas* und *Pseudobacterium* identifiziert werden. Drei Gattungen der Art *Bacillus* wurden annähernd identifiziert. Für 19 untersuchte Kulturen konnte nicht mal die systematische Zugehörigkeit zur Art festgestellt werden.

Weitere Identifizierungsproben bezogen sich auf einige kleinere Flüsse in welchen genau oder annähernd identifiziert wurden: Schwefel-, Eisen- und Nitrifikationsbakterien, verschiedene Colitypen, *Actinomyces, Bacterium, Bacillus, Chromobacterium,* einige Gattungen de Art *Micrococcus, Mycobacterium, Pseudomonas, Staphylococcus* und 10 Gattungen gewöhnlicher Hefe- und Schimmelpilze.

Wie aus dem Überblick der Ergebnisse bakteriologischer Untersuchungen hervorgeht (Tab. I-V) ist die Mehrzahl der Flüsse in Süd-Polen noch nicht systematisch untersucht worden. Auf Grund einzelner Ergebnisse lässt sich jedoch schon feststellen, dass diese Flüsse sehr verunreinigt sind. Schon in den Quellgebieten und im oberen Lauf der Flüsse lässt sich eine gewisse Verunreinigung des Wassers beobachten. Natürlich, gibt es daneben auch noch Bergflüsse mit spezifischer psychrophiler, heterotrophischer Mikroflora, die ein Colititer von über 100 aufweisen.

Ein grosser Teil der Ergebnisse bakteriologischer Analysen muss jedoch kritisch beurteilt werden. Wie schon erwähnt, sind das Ergebnisse der Untersuchungen, die in verschiedenen Jahren und Jahreszeiten stattfanden. Deshalb ist es auch möglich, dass zwei völlig auseinanderlaufende Ergebnisse sich nebeneinander befinden, was schon im voraus Zweifel erregt, wenn es sich um die bakteriologische Charakteristik des Wassers an diesem Standorte handelt.

Leider war es unmöglich auf Grund der erhaltenen Unterlagen den bakteriologischen Zustand der Gewässer nach den Jahreszeiten zu bestimmen. Eine Zusammenstellung dieser Art würde den wirklichen bakteriologischen Zustand besser darstellen.

Es kann jedoch festgestellt werden, dass die Ergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen, wenngleich sie auch nur sanitärer Art sind, eine gewisse Grundlage zur Wassercharakteristik sein können. Diese Behauptung findet auch Bestätigung im Vergleich der bakteriologischen, biologischen und chemischen Untersuchungsergebnisse, die eine vielfache Übereinstimmung zeigen. Im besonderen lässt sich eine Übereinstimmung der bakteriologischen Indexzahlen mit dem Permanganatverbrauch, Sauerstoffgehalt und dem BSB_5 des Wassers beobachten. Einer höheren Keimzahl entspricht im allgemeinen ein erhöhter Permanganatverbrauch und BSB_5 sowie ein verminderter Sauerstoffgehalt des Wassers. Ein ähnlicher, doch nicht so regelmässiger Zusammenhang auch im Vergleich mit den einzelnen Stickstoffverbindungen im Wasser beobachtet werden. Auch mit den hydrobiologischen Untersuchungen zeigen die bakteriologischen Ergebnisse eine deutliche Übereinstimmung. Die Feststellung geringerer Wasserqualität wird gewöhnlich bestätigt durch eine höhere Keimzahl auf Nährbouillonagar und -gelatine. Ebenfalls der Colititer ist übereinstimmend mit dem Verschmutzungsgrad der Gewässer.

Die durchgeführten bakteriologischen Untersuchungen umfassen nicht ganze Flussläufe, jedoch läst sich auf ihrer Grundlage der Verschmutzungsgrad der Flüsse erkennen. Die künftigen bakteriologischen Untersuchungen müssen aber systematischer durchgeführt werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen könnten dann zu Grundlagen, wenn auch nur in einleitender Form, für die Bearbeitung einer Verschmutzungsbilanz der Flüsse werden, da die Einfachkeit der quantitativen bakteriologischen Analyse und die kurze Zeit, die zu ihrer Ausführung nötig ist,

die Charakterisierung der Flüsse bedeutend beschleunigen könnte. Es muss jedoch erörtert werden, ob die bisher angewandte Methodik der sanitären Analyse ausreichend ist, oder ob nicht die Anwendung anderer Methoden z. B. bakteriologischer Membranfilter oder Hettcher-Boden mit Wasserglass, anstatt Agar und Gelatine, angezeigt wäre.

Schliesslich scheint eine gründlichere Untersuchung der in unseren Flüssen vorkommenden Arten nötig zu sein, denn die quantitative Charakteristik der Wassermikroflora hat nicht nur physiographische Bedeutung, sondern kann auch u. a. auf die Selbstreinigungsmöglichkeiten der Gewässer hinweisen.

Es bleibt ebenfalls auch zu erörtern ob der sanitäre Wasserzustand weiterhin auf Grund der Colititer- und Keimzahlbestimmung auf Nährbouillonagar und -gelatine charakterisiert werden soll, oder andere Bestimmungen eingeführt werden sollen wie z. B. der Enterokokkentiter.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 111-113

M. Zdybiewska

NIEKTÓRE BIOCHEMICZNE PRZEMIANY ZAOBSERWOWANE W ŚCIEKACH PIWOWARSKICH PRZY ICH SAMOCZYNNYM ODKWASZANIU

Z Katedry Technologii Wody i Ścieków
Politechniki Śląskiej w Gliwicach

Ścieki piwowarskie ulegają samorzutnemu zakwaszaniu, a potem odkwaszaniu. Chcąc stwierdzić w jakim czasie i w jakich granicach przebiegają te procesy, oznaczano systematycznie *pH* i kwasowość miareczkową ścieków piwowarskich w odstępach dwudniowych. Badania te wykonano na ściekach przechowywanych w laboratorium w temperaturze pokojowej tj. 18-22° (pomiaru temperatury ścieków dokonywano również w odstępach dwudniowych). Systematyczne badanie tych dwóch cech w ściekach pozwoliło stwierdzić, jak szybko ścieki te ulegają zakwaszeniu a następnie samorzutnemu odkwaszeniu, oraz wyznaczyć granice, w jakich zmienia się ich kwasowość. Stwierdzono, że stopień zakwaszenia jest zmienny w zależności od stężenia pobranych prób ścieków oraz temperatury przechowywania. Stężenie ścieków zależy od przebiegu produkcji. W badanych próbkach maksymalne wartości *pH* leżały w granicach 4,8-5,0, a więc były dość niskie, jeśliby chodziło o wpuszczenie tych ścieków do odbiornika. Kwasowość miareczkowa zmieniała się również dość silnie i wahała się w granicach 28,5-32,8 ml 0,1 n NaOH/l, a więc zwiększała się silnie w porównaniu z kwasowością świeżych ścieków, która wynosiła 5,7-22,4 ml 0,1 n NaOH/l.

Zakwaszanie się ścieków piwowarskich prowadzi do ich samooczyszczania się, czego dowodem może być obniżenie utlenialności i BZT_5. Tak więc dla świeżych ścieków o utlenialności 890,5 mg/l O_2 i BZT_5 1800 mg/l O_2, w punkcie najwyższego zakwaszenia wielkości te obniżyły się odpowiednio o 40,2 i 57,6%. Dla ścieków o początkowej utlenialności 419,0 mg/l O_2 i BZT_5 — 670,0 mg/l O_2 wielkości te spadły o 73,8 i 58,8%.

Proces zakwaszania zachodzi zwykle dość szybko. Odkwaszenie natomiast przebiega znacznie wolniej, gdyż trwa od kilkunastu do kilkudziesięciu dni (w badanych przypadkach od 30 do 85 dni dla uzyskania $pH = 7{,}0—7{,}1$).

Parametry przyjęte tu za wskaźniki samooczyszczania się badanych ścieków, tj. utlenialność i BZT_5 zmieniają się również w szerokich granicach. Tak więc w przykładzie pierwszym ultenialność spadała bardzo znacznie, bo po 16 dniach już o 70,8%, a BZT_5 o 68,9%; w drugim przykładzie utlenialność spadła po 30 dniach o 80,1% a BZT_5 o 74,7%, a po 45 dniach utlenialność o 90,5%, a BZT_5 o 84,6%. Procesy te przebiegały samorzutnie bez zastosowania jakichkolwiek sposobów przyspieszenia.

Jako dopełnienie badań biochemicznych wykonano również skrócone analizy chemiczne świeżych prób ścieków, ze szczególnym uwzględnieniem zawartości tlenu, azotu, potasu, fosforu i węglowodanów, jako składników bardzo istotnych dla zachodzących procesów samorzutnego zakwaszania i odkwaszania. Składniki te znajdowały się w badanych ściekach w znacznych ilościach: azot 11,2-72.1 mg/l N_2, potas 43,8-125,0 mg/l K, fosfor 1,5-4,4 mg/l $PO_4^{\cdots}$, a węglowodany w ilościach 21,3-94,0 mg/l liczone jako cukier inwertowany, a po pięciominutowej hydrolizie z kwasem solnym nawet 150,0 mg/l cukru inwertowanego. Tak duże ilości tych składników mogą powodować szybkie zakwaszanie ścieków, a potem stopniowe odkwaszanie, w zależności od mikroflory mającej przewagę w danym etapie przemian, co stwierdzono w widoczny sposób w poprzednio prowadzonych badaniach nad mikroflorą ścieków piwowarskich (Zdybiewska — w przygotowaniu do druku).

Równolegle z badaniami zmian biochemicznych zachodzących w ściekach piwowarskich oznaczano ilość drobnoustrojów na czterech podłożach, tj. na bulionie z agarem, bulionie z żelatyną, brzeczce z agarem i podłożu z wskaźnikiem (błękit bromotymolowy); określono też miano *coli*.

W zależności od okresu wysiewów, ilość a również skład jakościowy drobnoustrojów były bardzo zmienne. Wysiewy robiono jednocześnie z badaniem zmian utlenialności i BZT_5, a więc w momentach gdy *pH* i kwasowość ulegały węzłowym zmianom. W czasie przechowywania ścieków w laboratorium zaobserwowano bardzo znaczny spadek ilości drobnoustrojów na wszystkich podłożach. Obniżyło się również miano *coli*. I tak np. badana próbka ścieków zbiorczych browaru z dnia 5. IX. 1957 r. wykazała, że ilość kolonii na agarze bulionowym spadła po 9 dniach przechowywania ścieków prawie o 50%; spadek ilości kolonii na bulionie z żelatyną był nieznaczny, bo wynosił zaledwie 10%. Charakterystyczne jest, że zarówno w posiewach na agarze z brzeczką, jak i na bulionie z żelatyną w stadium odkwaszania pojawiają się kolonie pleśni z rodzaju *Oospora*. Pleśni tej nie znajdowano w ściekach świeżych; pojawia się ona

dopiero w momencie, gdy ukwaszenie doszło do maksimum, a w dalszych etapach odkwaszania ilość jej zwiększa się. Tak więc np. w posiewach ścieków po 9 dniach przechowywania pleśn ta stanowi 60% kolonii wyrosłych na agarze brzeczkowym, a po 45 dniach nawet 90% wszystkich kolonii.

Fakt ten w połączeniu z wyraźnym spadkiem kwasowości, utlenialności i BZT_5 nasuwa przypuszczenie, że pleśnie te odgrywają znaczną rolę w samooczyszczaniu ścieków piwowarskich. Częściowe potwierdzenie tego uzyskano poprzednio badając zdolność odkwaszania specjalnie ukwaszonej brzeczki przez różne drobnoustroje (cytowana poprzednio praca) występujące w stadium odkwaszania. Przy zastosowaniu kilku gatunków pleśni *Oospora* uzyskano wyniki wielokrotnie wyższe niż przy stosowaniu większości kultur bakteryjnych. I tak dla *Oospora lactis* uzyskano spadek kwasowości z 34,5 ml 1 n NaOH/l na 6,0 ml 1 n NaOH/l po 20 dniach hodowli, podczas gdy kultury bakteryjne dawały w tym samym czasie maksymalne odkwaszenie do 16,0 ml 1 n NaOH/l. Naturalnie stwierdzenie to wymaga jeszcze dalszych doświadczeń w celu wyizolowania zespołu drobnoustrojów najsilniej odkwaszającego ścieki.

Przeprowadzone badania nie wyczerpują tematu i konieczne jest kontynuowanie ich z uwzględnieniem ścieków słodowni. Ścieki te, jak stwierdzono w wcześniejszych badaniach, odznaczają się jeszcze szybszymi przemianami biochemicznymi tzn. okres ukwaszania i odkwaszania jest w nich jeszcze krótszy niż w ściekach zbiorczych browaru.

Badania nad ściekami słodowni będą kontynuacją doświadczeń tu przedstawionych i prawdopodobnie pozwolą lepiej wyjaśnić współzależność między poszczególnymi procesami biochemicznymi zachodzącymi w ściekach piwowarskich jako całości.

M. Zdybiewska

SOME BIOCHEMICAL CHANGES IN WASTE LIQUOR FROM THE BREWERY DURING SELF-PURIFICATION PROCESS

Summary

The native bacterial microflora of the brewery waste liquor was investigated during the process of self purification. The coli titer, as well as *BOD*, oxygen consumption, the concentration of total and organic nitrogen, of carbohydrates, phosphorus and potassium were examined at the same time intervals.

Some correlation was found between changes of these characteristics and *pH* value of the waste liquor. The purification process was divisible in two distinct stages: first stage of acidifying and the second one — of neutralisation.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 115-123

H. Karczewska

OCZYSZCZANIE ŁUGÓW I WYWARÓW POSIARCZYNOWYCH NA DRODZE ZDROŻDŻOWANIA

Z Pracowni Wód Ściekowych Instytutu Badawczego Leśnictwa *

WSTĘP

Ługi i wywary uzyskiwane podczas produkcji celulozy siarczynowej dają wysoko obciążone ścieki przemysłowe, dlatego też znalezienie sposobu ich zużycia i unieszkodliwienia jest zagadnieniem wielkiej wagi. Ze ścieków tych można otrzymywać cukry w postaci krystalicznej, a także można wykorzystywać je w przemyśle fermentacyjnym. W wielu krajach uruchomiono już w skali przemysłowej nowe gałęzie produkcji oparte na tych surowcach, jak np. produkcję acetonu, butanolu, gliceryny, etanolu, drożdży piekarnianych i pastewnych oraz kwasu octowego i mlekowego (Borisek, Sala i Svaton 1953, Inskeep 1951, Małkow 1953, Underkofler i Hickey 1954).

Ługi i hydrolizaty oraz wywary po produkcji spirytusu na tych surowcach wykorzystywane są na drodze zdrożdżowania w wielu krajach europejskich (Austria, Niemcy, Szwajcaria, Włochy). Szeroko rozbudowany przemysł drożdżowniczy oparty na wykorzystaniu tych surowców posiada Związek Radziecki. Według danych Pawlinowej (1948) po przerobie ługu posiarczynowego na alkohol i drożdże BZT_5 ługu spada o 45%.

W latach 1950-1955 w Stanach Zjednoczonych wybudowano dwie drożdżownie jako oczyszczalnie ługów. Według danych amerykańskich, procent oczyszczania ługu surowego po wstępnym przerobie i zdrożdżowaniu wynosi około 75% w jednostkach BZT_5 (Inskeep 1951).

W Polsce wielkie ilości ługów i wywarów posiarczynowych, spływające

---

* Próby w skali półtechnicznej zostały wykonane przez autora w ramach prac Instytutu Celulozowo-Papierniczego.

Ta

Zmiany składu chemicznego ługu podczas
Changes in the chemical characteristic of the sulfite

L. p.	Oznaczenie Characteristic	Ług surowy z warnika Waste liquor, crude
1	Gęstość (stopnie Ballinga)	15°
2	Barwa — Colour	żółtobrun.
3	*pH* (potencjometrycznie)	3,5
4	*N* ogólny mg/l — *N* total	70
5	Utlenialność mg O_2/l — Oxygen uptake	108154
6	BZT_5 mg O_2/l — BOD_5	43884
7	Sucha pozostałość mg/l — Dry mass	133000
8	Pozostałość po prażeniu mg/l — ash	10000
9	Strata przy prażeniu mg/l — Lost during burning	115000
10	Zawiesiny ogółem mg/l — Suspension, total	1905
11	Zawiesiny mineralne mg/l — Suspension, mineral	238
12	Zawiesiny lotne mg/l — Suspension, volatile	1667
13	Ciała rozpuszczone ogółem mg/l — Substances dissolved total	131100
14	Ciała rozpuszczone mineralne mg/l — Substances dissolved mineral	17800
15	Ciała rozpuszczone lotne mg/l — Substances dissolved, volatile	113330
16	Substancje red. płyn Fehlinga % — Reducing substances	4
17	Fosfor jako P_2O_5 mg/l — P as P_2O_5	58
18	Mętność cm — Turbidity	5,0
19	Kwasy lotne ogółem, g CH_3COOH/l — Acids volatile, total	2,7—3,51
20	Kwasy lotne organiczne, g CH_3COOH/l — Acids organic, volatile	1,98—2,79
21	Kwasowość ml 0,1 n NaCH na 20 ml — Acidity	18,0
22	SO_2 wolny mg/l — SO_2 free	380
23	SO_2 ogólny mg/l — SO_2 total	3840
24	SO_2 aldehydowo związ. mg/l — SO_2 aldehyde bound	3460
25	Furfurol wolny g/l — Furfurol free	2,16
26	Pentozy g/l — Pentose	
27	MgO mg/l	92,5
28	K mg/l	35,27
29	Furfurol całkowity mg/l — Furfurol, total	—
	Spadek BZT_5% — Decrease BOD_5%	

Uwaga: podane są wartości minimalne i maksymalne.

do otwartych wód są poważnym zagadnieniem dla gospodarki wodnej. Trzy spirytusownie, przerabiające ługi posiarczynowe — we Włocławku, Kluczach i Bardzie, wykorzystują tylko heksozy zawarte w ługach i to w stopniu niedostatecznym, mianowicie spadek *BZT*$_5$ ługu surowego wynosi przeciętnie jedynie 50% (tabela).

bela

jego przerobu na spirytus i drożdże
waste liquor after ethanol fermentation and yeast production

Ług przygotowany do fermentacji Waste liquor, ready for fermentation	Ług po zdrożdżowaniu Waste liquor, after fermentation	Wywar z kolumny destylacyjnej Slope, after destilation	Wywar po zdrożdżowaniu Slope, after yeast production
10—11°	8,3—11°	9,3—11°	9—11°
żółtobrunatna	ciemnobrunatna	ciemnobrunatna	ciemnobrunatna
5,0—5,5	5,0—6,0	4,8—5,5	5,8—6,8
56—92,4	1638	84—126	100—200
37555—73600	32,071—47,200	38673—115000	41032—98500
20396—22568	9820	9200—27400	5600—12000
77500—102500	77000	79000—111022	56632—105750
12500—22000	7000	15500—20626	15000—18780
62000—80500	70000	63500—90396	73518—86970
1000	—	163—9882	—
125	—	269—2518	—
875	—	593—1400	—
76500	77000	77460—109334	56632—105750
15380	7000	15230—19531	15000—18780
61130	70000	62240—89803	73518—86970
2,2—3,6	0,65—1,4	0,65—1,60	0,4—0,6
2—61,8	553	26,6—81,8	52,5—200
4,5	1,5	1,5—3,0	—
1,1—3,84	0,24	1,5—4,2	—
0,74—2,70	—	1,3—2,91	—
7,0	4,8	7,5	4,0—6,0
190—250	320	64—320	—
1600—3440	3200	1024—2240	—
1410—3250	2880	768—1920	—
0,709—1,080	0,240—0,416	0,464—0,704	—
4,921	4,24—6,62	4,309	—
138	nie badano	48,5	—
135	nie badano	66	—
3,792	2,57—4,056	—	—
48,5	77,6	37,5—79,03	72,6—87,2

Note: minimal and maximal values.

Biorąc za podstawę roczną produkcję celulozy i spirytusu posiarczynowego, ilość niewykorzystanych cukrów obciążających ścieki celulozowni siarczynowych szacuje się na około 25 tysięcy ton rocznie. Jest to ilość surowca wystarczająca do wyprodukowania około 8 tysięcy ton drożdży pastewnych.

BADANIA WŁASNE

Celem pracy było ustalenie optymalnych warunków hodowli drożdży na wywarach i ługach posiarczynowych świerkowych, przy równoczesnym obniżeniu szkodliwości tych ścieków.

Do prób użyto 2 szczepów drożdży: szczep *Candida tropicalis* (sprowadzony z NRD), oznaczony przez autorkę symbolem „1" oraz szczep wyizolowany przez autorkę z wywaru posiarczynowego, zaliczony do gatunku *Candida krusei* i oznaczony symbolem „O".

Określenie szczepów drożdży użytych do prób oraz drobnoustrojów wyizolowanych w trakcie prób z kadzi drożdżowniczej przeprowadzano według metod zalecanych przez Lodder i Kreger (1952) oraz Kudrjawcewa (1954).

Analizy składu chemicznego ługów i wywarów, kontrolowanych na przestrzeni lat 1954-1957, zebrane w tabeli, wykonywano metodami polecanymi przez Boriseka, Sala i Svatona (1953) oraz Justa i Hermanowicza (1955), a także przez Centralne Laboratorium Celulozowo-Papiernicze (projekty norm).

Do badań używano ługów i wywarów po warzeniu masy celulozowej drewna świerkowego, normalnej i pergamentowej, z Zakładów Celulozowo-Papierniczych we Włocławku.

PRZYGOTOWANIE ŁUGÓW I WYWARÓW DO HODOWLI DROŻDŻY

Ługi posiarczynowe przeznaczone do zdrożdżowania otrzymywano ze spirytusowni, w której ulegają one wstępnemu oczyszczeniu i zobojętnieniu w kadziach neutralizacyjnych za pomocą zmielonych wapniaków lub szlamu alkalicznego, po uprzednim przedmuchaniu na gorąco sprężonym powietrzem. Wstępne mieszanie z powietrzem ma na celu częściowe usunięcie furfurolu, wolnego SO_2 i kwasów lotnych. Po obniżeniu kwasowości ługu do *pH* około 5,0 miesza się go w dalszym ciągu prądem powietrza, klaruje, chłodzi na wymiennikach ciepła Rosenblada do temperatury 33-34°, po czym kieruje do spirytusowni poprzez filtr sitowy.

Ług przygotowany w ten sposób do produkcji drożdży należy wzbogacić w azot i fosfor, wobec czego na każdy metr sześcienny ługu dodawano 5 kg siarczanu amonowego i wodny wyciąg z 4 kg superfosfatu. Dla ustalenia pożądanego *pH*, które wynosiło około 6,0, dodawano jeszcze wodę amoniakalną. Gęstość ługu przyrządzanego w ten sposób wynosiła 10-11° Ballinga. Zawartość substancji redukujących wahała się w dość znacznych granicach, od 2,3 do 3,6%.

Osobne zagadnienie stanowi wzbogacanie ługu w sole potasu i magnezu, jak to zaleca Vogel (1948). Wykonane analizy wykazały wystarczającą zawartość MgO w ługu — 92 g/m^3 w ługu surowym a 138 g/m^3 w ługu przygotowanym do fermentacji (tabela), (liczby te nie dotyczą tego samego ługu). W każdym bądź razie jest to ilość wystarczająca do wyprodukowania z 1 m^3 ługu 10 kg suchej masy drożdży, których popiół powinien zawierać 50 g MgO.

Inaczej przedstawia się sprawa potasu, ilość którego jest niedostateczna, chociaż zawartość waha się w znacznych granicach: 35 do 135 g/m^3. Popiół suchej masy drożdży, które mogą być wyprodukowane z 1 m^3 ługu w ilości 10 kg, powinien zawierać 265 g K. Deficyt należy uzupełniać chlorkiem potasu, dodawanym do ługu podczas przygotowywania do zdrożdżowania.

Wywar pospirytusowy z ługu posiarczynowego dostarczano do badań z kolumn destylacyjnych spirytusowni. Wymagał on także wzbogacenia w azot, fosfor i potas,

a poza tym — klarowania ze względu na wysoką zawartość zawiesin, pochodzących przeważnie z kolumny destylacyjnej.

Wzbogacanie wywaru w azot i fosfor, a następnie — klarowanie — odbywało się w sposób następujący: do gorącego wywaru (o temperaturze 80-90°) dodawano superfosfat w ilości 1,5 kg i siarczan amonu w ilości 3 kg na 1 m^3. Mieszano w ciągu godziny, po czym pozostawiano do sklarowania i klarowny płyn dekantowano.

Stosowano także dodawanie soli amonowych dopiero po sklarowaniu wywaru. W obu wypadkach siarczan amonowy uzupełniano wodą amoniakalną aż do podniesienia się *pH* do około 6,0.

Gęstość wywaru przyrządzonego w ten sposób wynosiła 10-11° Ballinga. Zawartość substancji redukujących wahała się w granicach 0,9-1,6%.

PRÓBY W SKALI LABORATORYJNEJ

W skali laboratoryjnej przeprowadzono liczne próby hodowli drożdży na wywarze posiarczynowym, stosując metodę klasyczną — dwunastogodzinną — w aparatach Kluyvera o pojemności 1,5 litra i 5 litrów, a także w kadzi laboratoryjnej o pojemności 50 litrów, przewietrzanej za pomocą świec ceramicznych.

Wypróbowano kilka szczepów drożdży: *Candida tropicalis*, drożdże o symbolu *T-22a*, drożdże o symbolu *N-5-C* — z muzeum Zakładu Technologii Drożdży Instytutu Przemysłu Fermentacyjnego oraz drożdże „*O*" wyizolowane przez autorkę z wywaru posiarczynowego i zaliczone do gatunku *Candida krusei*.

Na podstawie przeprowadzonych doświadczeń oraz analiz wywaru przed zdrożdżowaniem i po zdrożdżowaniu ustalono, że najlepszy plon biomasy dają drożdże *Candida tropicalis* i szczep „O" oraz że zdrożdżowanie wywaru powoduje spadek obciążenia wyrażone w *BZT*, o przeszło 50%.

Ustalono także, że w zależności od składu wywaru można uzyskać z 1 litra plon 2,5-4,0 g suchych drożdży o składzie chemicznym i cechach organoleptycznych odpowiadających wymaganiom, stawianym drożdżom pastewnym.

Próby w skali laboratoryjnej pozwoliły na opracowanie założeń do projektu doświadczalnej drożdżowni.

PRÓBY W SKALI PÓŁTECHNICZNEJ

A. Opis doświadczalnej drożdżowni przy spirytusowni w Zakładach Celulozowo-Papierniczych we Włocławku. Drożdżownię tę zbudowano na zasadzie wykorzystania różnicy poziomów poszczególnych działów stacji i przekazywania zarówno pożywek, jak i drożdży w miarę możności samociekiem. Na najwyższym piętrze zainstalowano dwa zbiorniki o pojemności 6 m^3 każdy, wyposażone w wężownicę chłodniczą oraz mieszadło mechaniczne. Zbiorniki te spełniały rolę kadzi zaciernych i były zaopatrzone w urządzenie dekantacyjne. Piętro niżej znajdowały się kadzie do hodowli drożdży zarodowych. Pojemność tych kadzi wynosiła: 420, 1200 oraz 2750 litrów. Wszystkie

trzy były wyposażone w urządzenia napowietrzające składające się ze świec ceramicznych oraz w mierniki do dozowania pożywek.

Z największej kadzi brzeczka z drożdżami zarodowymi przechodziła do głównej kadzi drożdżowniczej, zainstalowanej na niższym piętrze w specjalnej przybudówce i składającej się z dwóch kadzi o wspólnej ścianie, połączonych wentylem. Pojemność każdej z tych kadzi wynosiła 16 m^3. Kadź drożdżownicza posiadała urządzenie napowietrzające, składające się ze świec ceramicznych, chłodnicę rurową oraz miernik pożywki.

Pod tą główną kadzią umieszczono kadź do dojrzewania drożdży. Pojemność jej wynosiła 7400 litrów. Kadź ta była także zaopatrzona w urządzenie napowietrzające składające się ze świec ceramicznych. Z kadzi do dojrzewania brzeczkę z drożdżami pompowano na wirówkę, a następnie — po odwirowaniu i przemyciu drożdży — na prasę filtracyjną — błotniarkę — i suszarnię walcową.

B. Otrzymywanie drożdży zarodowych

Czystą kulturę drożdży przenoszono za pomocą pętli platynowej ze skośnego agaru do kolbki Erlenmayera, zawierającej 50 ml sterylnej brzeczki słodowej o gęstości 8° Bllg i umieszczano w termostacie (28-30°).

Następnymi etapami były: przelewanie do kolbki zawierającej 100 ml brzeczki słodowej oraz rozmnażanie w aparatach Kluyvera o pojemności 1,5 litra i 5 litrów. W aparatach Kluyvera hodowla rozwijała się na melasie rozcieńczonej do 12° Bllg, wzbogaconej w sole azotowe i fosforowe, odsączonej i przesterylizowanej. Dalsze stadia rozmnażania drożdży na brzeczce melasowej wymagały surowca bardziej rozcieńczonego, toteż po rozmnożeniu drożdży na melasie o 6-8° Bllg, co miało miejsce w pięciolitrowym aparacie Kluyvera, przenoszono je na pożywkę 2,0-2,5° Bllg, w laboratoryjnej kadzi drożdżowniczej, gdzie uzyskano 1500 g mokrych drożdży, przerabiając dwukrotnie po 40 l melasy o gęstości około 2,5° Bllg.

Drożdże te stanowiły wysiew dla małej kadzi fabrycznej (o pojemności 420 l). W kadzi tej drożdże rozmnażano na brzeczce melasowej o gęstości 14° Bllg, przygotowanej z 15 kg melasy. Po dwudziestogodzinnym słabym napowietrzaniu brzeczkę z drożdżami przelewano do kadzi o pojemności 1200 l, gdzie znajdowało się 50 kg melasy odpowiednio przygotowanej i rozcieńczonej do 12° Bllg.

W następnej kadzi — ostatniej przed dużą kadzią drożdżowniczą — drożdże rozmnażano na mieszaninie melasy z wywarem, zaś w dużej kadzi zdrożdżowanie prowadzono na samym wywarze, a następnie na ługu posiarczynowym.

C. Zdrożdżowanie wywarów i ługów w dużej kadzi drożdżowniczej

Zdrożdżowanie prowadzono metodą klasyczną (dwunastogodzinną), a następnie metodą ciągłą, przy czym stosowano następujące dwa schematy: zdrożdżowanie w kadziach połączonych oraz zdrożdżowanie w jednej tylko kadzi.

Pierwszy schemat polegał na zdrożdżowaniu w połączonych kadziach w ciągu 24 godzin, przy czym dolewy odbywały się co 2 godziny. Po upływie 24 godzin zamykano wentyl łączący obie kadzie i zawartość jednej z nich przelewano najpierw do kadzi do dojrzewania, gdzie stosowano mieszanie powietrzem, a następnie pompowano na wirówkę. Mleko drożdżowe, kilkakrotnie przemyte, odprasowywano, a następnie drożdże prasowane suszono na suszarni walcowej. Podczas zdrożdżowania temperaturę utrzymywano w granicach 32-38°, a *pH* około 6,0-6,6.

Drugi schemat polegał na prowadzeniu takich samych dolewów, przy zachowaniu wszystkich innych parametrów, tylko w jednej kadzi w ciągu 24 godzin. Po upływie doby kadzie łączono otwierając wentyl, a kiedy połowa płynu przeszła do drugiej kadzi, wentyl zamykano ponownie, zawartość jednej kadzi spuszczano do kadzi do

dojrzewania, a następnie — na wirówkę, zaś do zawartości drugiej kadzi robiono dolewy — co 2 godziny. Osiągano w ten sposób wyższy słup cieczy w kądzi.

Zarówno w pierwszym jak i drugim wypadku zdrożdżowanie prowadzono bez przerwy przez kilka miesięcy, wprowadzając co tydzień lub co 2 tygodnie pewną ilość odmłodzonych drożdży jako zaród. Do odmładzania drożdży stosowano jako pożywki ług lub wywar.

Przy dolewaniu pożywki do kadzi drożdżowniczej sprawdzano zawartość substancji redukujących w brzeczce. Dolewanie wstrzymywano jeżeli brzeczka zawierała ponad 0,75% substancji redukujących, ponieważ przy prawidłowo prowadzonym procesie zawartość substancji redukujących w brzeczce po upływie 2 godzin od dolewu wahała się w granicach 0,52-0,72% przy zawartości substancji redukujących w wywarze dolewanym 1,0-1,4%.

Jak już zaznaczono, przy zdrożdżowaniu ługu stosowano ten sam schemat technologiczny. W tym wypadku ustalono wstrzymywanie dolewów, jeżeli zawartość substancji redukujących w brzeczce przed dolewem przekraczała 0,95%, przy czym należy zaznaczyć, że zawartość substancji redukujących w ługu dolewanym wynosiła przeważnie 2,5-3,6%; zdarzały się także odchylenia — do 3,9 i 1,60%, były to jednak tylko sporadyczne wypadki. Zawartość substancji redukujących w ługu odpływowym po odwirowaniu drożdży wahała się 0,75-1,4%.

Wykonano kilka prób zdrożdżowania wywaru rozcieńczonego wodą w stosunku 1 : 1, ługu rozcieńczonego wodą w tym samym stosunku oraz mieszaniny wywaru i ługu w stosunku 1 : 1.

Zawartość substancji redukujących w wywarze rozcieńczonym wynosiła 0,78-1,03%, a po zdrożdżowaniu 0,40-0,56%. Wydajność drożdży o suchej masie 90% z 1 m^3 rozcieńczonego wywaru wynosiła 2,28-2,8 kg, podczas gdy z 1 m^3 wywaru nierozcieńczonego — 2,5-3,5-4,0 kg. Z punktu widzenia gospodarki ściekami rozcieńczanie surowców nie wydaje się racjonalne, ponieważ zwiększa dwukrotnie ilość ścieków.

Próby zdrożdżowania ługu rozcieńczonego wodą w stosunku 1 : 1 wykazały około 6 kg drożdży o suchej masie 90% z 1 m^3 rozcieńczonego ługu. Zawartość substancji redukujących w ługu rozcieńczonym wynosiła po zdrożdżowaniu około 0,6 a przed zdrożdżowaniem około 1,9%. Wydajność drożdży o suchej masie około 90% z 1 m^3 ługu nierozcieńczonego zawierającego około 3,5% substancji redukujących wynosiła 7-9 kg.

Jak zaznaczono na wstępie, w okresie pracy doświadczalnej drożdżowni, która trwała rok, fabryka celulozy gotowała masy normalne i pergamentowe. Stosunek ilości ługów z tych warów przedstawiał się mniej więcej w sposób następujący: ług po warzeniu mas normalnych 515 m^3-450 m^3, ług po warzeniu mas pergamentowych 200 m^3 - 210 m^3 czyli 2 : 1, 2,5 : 1.

Niniejszą pracę wykonano więc na mieszaninie obu rodzajów ługów. Uchwycenie, w warunkach fabrycznych, różnicy między rozwojem

drożdży na jednym i drugiem surowcu oraz różnicy w spadku obciążenia było niemożliwe.

Drożdże uzyskane w trakcie doświadczalnej produkcji odpowiadały wymaganiom zarówno pod względem składu chemicznego, jak i cech organoleptycznych:

Barwa — szara, do jasnokremowej
smak — swoisty drożdżom suszonym
zapach — swoisty drożdżom suszonym
zawartość suchej masy — 89,3-93%
zawartość białka w suchej masie — około 58%
zawartość P_2O_5 w suchej masie — około 4,5%
zawartość popiołu w suchej masie — 7,1-8,4%
zawartość białka przyswajalnego — 79-88%

WNIOSKI

1. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że zdrożdżowanie ługu i wywaru obniża ich szkodliwość jako ścieków dla wód otwartych. Obciążenie tych ścieków wyrażone w jednostkach BZT_5 spada o 75-80%.

2. Wydajność drożdży o suchej masie 90-92% z 1 m^3 ługu po warzeniu mas normalnych i pergamentowych, zawierającego około 3,5 % substancji redukujących, wynosi 7-9 kg.

3. Wydajność drożdży o suchej masie 90-92% z 1 m^3 wywaru pospirytusowego, uzyskiwanego w wyniku fermentacji alkoholowej ługu i zawierającego około 1% substancji redukujących, wynosi 2,5-3,5 kg.

3. Otrzymywane drożdże odpowiadają stawianym im wymaganiom zarówno pod względem składu chemicznego, jak i cech organoleptycznych.

5. Ze wszystkich wypróbowanych przez autora szczepów drożdży najodpowiedniejszy do hodowli na omawianych surowcach okazał się szczep *Candida tropicalis*, sprowadzony z NRD, zarejestrowany pod nrem 1, jako najmniej wrażliwy na wysoką zawartość w ługach i wywarach furfurolu, kwasów lotnych i SO_2 i najbardziej odporny na zakażenia obcymi drobnoustrojami.

LITERATURA

Borisek R., Sala J., Svaton M., 1953: Sulfitowe vyluhy a jejich zužitkovani. Praha.

Inskeep C., 1951: Food yeasts from sulfite liquor. *Ing. Eng. Chem.*, **43**: 8.

Just J., Hermanowicz W., 1955: Fizyczne i chemiczne badanie wody do picia i potrzeb gospodarczych. Warszawa *PZWL*.

Kudrjawcew W. I., 1954: Sistiematika drożżej. Moskwa. *A. N. SSSR*.

Lodder J., Kreger van-Rij N., 1952: The Yeast, A Taxonomic Study. Amsterdam, *North-Holland Publishing Company.*

Małkow A., 1953: Proizwodstwo drożżej iz niepiszczewogo syrja. *Goslesbumizdat.* Moskwa.

Pawlinowa R. M., 1948: Celluloznyje zawody. Proizwodstwiennyje stocznyje wody. Moskwa.

Underkofler L. A., Hickey, R. J., 1954: Industrial Fermentations. New York, *Chemical Publishing Co.*

Vogel H., 1948: Sulfitzellstoff Ablaugen. Basel.

H. Karczewska

PURIFICATION OF SULFITE WASTE LIQUOR AND OF THE PENTOSE CONTAINING SLOPE BY THE WAY OF YEAST PRODUCTION

Summary

The sulfite waste liquor and the pentose containing stillage after processing spruce-wood liquor by the alcoholic fermentation enriched with nitrogen, phosphorus and potassium salts can be used for the production of yeast.

After adjusting *pH* (6,0) the clear liquor was decanted, enriched and used as medium for the growth of yeasts.

The growth of two strains: *Candida tropicalis* and *Candida krusei* was studied in a laboratory and in a pilot plant-experiment.

Average yields 9 kg of dry weight of yeast per 1 m^3 of the sulfite waste liquor and 3,5 kg — per 1 m^3 of the pentose containing slope were obtained.

Yeast production removes 80 to 90% of the reducing sugars from sulfite waste liquor.

At the same time BOD_5 was decreased by 75-80%.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 125-127

S. Smyk i *M. Cienciała*

WPŁYW ŚCIEKÓW PRZEMYSŁU CHEMICZNEGO (AZOTOWEGO) I ENERGETYCZNEGO (ELEKTROCIEPŁOWNIA) NA STAN MIKROBIOLOGICZNY WÓD RZEK GÓRSKICH

Z Katedry Mikrobiologii Rolnej WSR w Krakowie

STRESZCZENIE

Zagadnienie wpływu ścieków przemysłowych a zwłaszcza ciepłych wód zrzutowych przemysłu energetycznego (wody podgrzane z elektrociepłowni) na biologię rzek górskich — jest szczególnie ważne na terenach Polski południowej.

Doceniając ważność powyższego zagadnienia, przeprowadzono w latach 1955-1957 badania zespołowe (z zakresu hydrofizyki wód płynących, hydrologii, hydrochemii, hydrobiologii a głównie mikrobiologii) nad wpływem ścieków przemysłu chemicznego (azotowego) i podgrzanych wód zrzutowych z elektrociepłowni na stan mikrobiologiczny rzek Białej i Dunajca w rejonie Tarnowa. Najogólniejszym celem pracy było określenie ilości ciepłych ścieków przemysłowych, jakie można wpuszczać do rzeki w określonych niekorzystnych warunkach, bez zachwiania równowagi biologicznej rzeki.

W oparciu o szczegółowe studia z zakresu hydrofizyki wód płynących (termika wód przy uwzględnieniu jednoczesnej turbulencji wód o zmiennych przepływach) i hydrologii * oraz po ogólnym zapoznaniu się ze stanem chemicznym i hydrobiologicznym tych ścieków, a szczególnie wód chłodniczych z elektrociepłowni — przystąpiono do badań mikrobiologicznych. Celem tych badań było poznanie głównych grup fizjologicznych drobnoustrojów występujących w ściekach oraz w wodach rzek Białej i Dunajca.

W tym celu przeprowadzono badania mikrobiologiczne: a. wód rzeki Białej (w pięciu punktach badawczych), b. wód rzeki Dunajca (w pięciu punktach badawczych), c. ścieków z Zakładów Azotowych i Elektrocie-

* Wykonane przez prof. dra Z. Kajetanowicza z Politechniki Krakowskiej.

płowni EC II w Tarnowie, zrzucanych obiegiem otwartym do rzeki Białej i Dunajca. W szczególności przebadano ogólną ilość drobnoustrojów (bakterie — formy czynne i spoczynkowe, promieniowce, pleśnie), ogólną ilość bakterii proteolitycznych, obecność amonifikatorów, nitryfikatorów, denitryfikatorów, bakterii żelazistych, bakterii manganowych, bakterii siarkowych i bakterii błonnikowych. Ocenę stanu sanitarno-higienicznego badanych wód wykonano w oparciu o próby wskaźnikowe miana *coli*. Badania mikrobiologiczne wód w przekroju dobowym wykonano 8-krotnie w ciągu roku w różnych warunkach klimatyczno-hydrobiologicznych. Równolegle z wykonaniem wymienionych badań przeprowadzano oznaczenia fizykochemiczne oraz BZT_5 tych wód i ścieków.

Oceniając ogólnie wyniki badań mikrobiologicznych ścieków oraz wód rzek Białej i Dunajca, przed i po zrzucie do nich ścieków, można by sądzić, że badane wody ściekowe nie tylko ze względu na skład chemiczny, ale głównie termikę, wpływają szkodliwie zarówno na zespoły mikroflory (biocenozy) jak i na całość biomu oligotroficznych rzek górskich. Zaobserwowano poważną recesję drobnoustrojów psychrofilnych, spadek ich aktywności biochemicznej a co za tym idzie — wstrzymanie procesu samooczyszczenia się wody w odbiornikach. Zrzut wody chłodniczej działa specjalnie szkodliwie na procesy biologiczne w rzece Białej.

W oparciu o przeprowadzone badania powiązane z danymi hydrologicznymi i ichtiologicznymi, jak również na podstawie przebadanych stosunków tlenowych, można by przyjąć, że zrzut podgrzanych wód chłodniczych może być dokonany tylko do Dunajca, pod warunkiem niepodwyższania temperatury wód tej rzeki powyżej 26°. Z danych hydrotermicznych wynika, że zrzut wód ściekowych w ilości 8,9 m^3/sek. elektrociepłowni o mocy 200 MW byłby nieszkodliwy tylko w tym przypadku, gdyby rzeka miała zabezpieczone stałe minimum przepływu (40 m^3/sek). W obecnym układzie stosunków jest jedynie dopuszczalny zrzut wód podgrzanych (chłodzonych obiegiem otwartym) w ilości 1,69 m^3/sek. z elektrociepłowni o mocy 50 MW albo o mocy 100 MW przy zastosowaniu obiegu zamkniętego.

B. Smyk i *M. Cienciała*

DER EINFLUSS VON ABWÄSSERN DER CHEMISCHEN (STICKSTOFF) UND ENERGETISCHEN (THERMO-KRAFTWERK) INDUSTRIE AUF DEN MIKROBIOLOGISCHEN BESTAND IN GEBIRGSGEWÄSSERN

Zusammenfassung

Die Autoren führten in den Jahren 1955-1957 gruppenweise Untersuchungen durch, was für einem Einfluss die in die Flüsse Biała und Dunajec im Gebiete von Tarnów abgeleiteten Abwässer der chemischen (Stickstoff) und energetischen (Ther-

mo-Kraftwerk) Industrie auf den mikrobiologischen Bestand im Wasser ausüben. Das allgemeine Ziel dieser Arbeit war die Bezeichnung der Menge von warmen Abwässern, die man bei gegebenen Bedingungen in den Fluss abführen kann, ohne das biologische Gleichgewicht im Flusswasser zu stören.

Bei der Bewertung der im allgemeinen erhaltenen mikrobiologischen Untersuchungsgebnisse der Abwässer und des Wassers der Flüsse Biała und Dunajec vor und nach der Verunreinigung kann man annehmen, dass die untersuchten Abwässer nicht nur ihre chemisch Zusammensetzung sondern hauptsächlich durch ihre Thermik sowohl auf den Mikroflorabestand (Biozönose) wie auch auf die Gänze der Bionom der oligotrophen Gebirgsgewässer einen schädlichen Einfluss ausüben. Es wurde ein beträchtlicher Rückgang der psychrophilen Mikroorganismen, ein Herabsinken ihrer biochemischen Aktiwität und, was daraus hervorgeht, eine Hemmung des Selbstreinigungsprozesses des Wassers beobachtet.

Auf Grund der durchgeführten Untersuchungen kann man in Verbindung mit den hydrologischen, hydrobiologischen, ichtyobiologischen Angaben und bei Berücksichtigung der Sauerstoffverhältnisse annehmen, dass das erwärmte Kühlwasser in den Fluss Dunajec nur unter der Bedingung abgeleitet werden kann, wenn die Temperatur des Wassers 26° nicht überschreitet.

Aus den hydrothermischen Angaben geht hervor, dass die Ableitung von Kühlwassern aus einem Thermo-Kraftwerk von 200 Megawatt (d. i. 8,9 m^3/Sekunde) nur in diesem Falle unschädlich wäre, wenn der Fluss einen ständigen, gesicherten Durchfluss von 40 m^3/Sekunde hätte. Bei dem gegenwärtigen Zustand der Verhältnisse ist die Ableitung von Kühlwässern (aus Kühlanlagen mit offenem Umlauf) aus einem 50 Megawatt, oder 100 Megawatt ganztätigen Thermo-Kraftwerk mit geschlossenem Umlauf, zulässig.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 129-130

B. Smyk i *E. Różycki*

CHARAKTERYSTYKA MIKROBIOLOGICZNA, HYDROBIOLOGICZNA I CHEMICZNA WÓD RZEK GÓRSKICH PRZEZNACZONYCH DLA CELÓW ROLNICZYCH

Z Katedry Mikrobiologii Rolnej WSR i IMUZ w Krakowie

STRESZCZENIE

W związku z projektem racjonalnego zagospodarowania rolniczego olbrzymich terenów użytków halnych, położonych między Pieninami Małymi a częścią Beskidu Wysokiego (pasmo Radziejowej) oraz budową górskiej stacji doświadczalnej w Jaworkach koło Szczawnicy, postanowiono przeprowadzić badania mikrobiologiczne, hydrobiologiczne i hydrochemiczne wód zlewni rzek Biała Woda i Czarna Woda.

Wody te, dzięki zastosowaniu zabiegów melioracyjnych i wprowadzeniu odpowiednich urządzeń hydrotechnicznych będą wykorzystane dla celów rolniczych (nawadnianie i nawożenie gnojowicą użytków halnych), energetycznych, przetwórstwa rolniczego (serowarstwo), rybactwa oraz potrzeb komunalnych.

Przeprowadzone w latach 1956 i 1957 badania mikrobiologiczne, hydrobiologiczne i hydrochemiczne (łącznie z BZT_5) wymienionych wód zlewni górskich, pozwoliły na wysnucie następujących wniosków:

a) Mikroflora wód górskich jest specyficzna (typowa dla wód oligotroficznych) tak pod względem ilościowym jak i jakościowym; dominują psychrofilne bakterie heterotroficzne.

b) Pod względem hydrobiologicznym wody zlewni Białej Wody można zaliczyć do wód oligosaprobowych, natomiast wody zlewni Czarnej Wody do wód oligo-kata-saprobowych.

c) Zarówno skład chemiczny, jak BZT_5 (w granicach 0,2-1,0 mg/l O_2) wskazują na to, że badane wody odpowiadają stawianym im wymogom.

d) Badane wody są bardzo czyste pod względem sanitarno-higienicznym (miano *coli* powyżej 100).

B. Smyk und *E. Różycki*

DIE MIKROBIOLOGISCHE, HYDROBIOLOGISCHE UND CHEMISCHE CHARAKTERISTIK VON FÜR LANDWIRTSCHAFTLICHE ZWECKE BESTIMMTEN GEBIRGSGEWÄSSERN

Die in den Jahren 1956 und 1957 durchgeführten mikrobiologischen, hydrologischen und chemischen (einschliesslich BSB_5) Untersuchungen der Gewässer der Flüsse Biała Woda und Czarna Woda (im Gebiete zwischen Małe Pieniny und einem Teil von Wysoki Beskid) lassen auf folgende Folgerungen schliessen:

a) Die Mikroflora von Gebirgsgewässern ist von spezifischer Art (typisch für oligotrophe Gewässer) sowohl hinsichtlich ihrer Quantität wie auch Qualität. Es dominierten psychrophile, heterotrophe Bakterien.

b) In hydrobiologischer Hinsicht kann man die Gewässer der Biała Woda zu den oligosaproben, dagegen die der Czarna Woda zu den oligo-kata-saproben Gewässern zählen.

c) Sowohl die chemische Zusammensetzung wie auch BSB_5 (in den Grenzen von 0,2 bis 1,0 mg/l O_2) deuten darauf hin, dass die untersuchten Gewässer den ihnen gestellten Anforderungen entsprechen.

d) Die untersuchten Gewässer sind in sanitäts-hygienischer Hinsicht sehr rein (Colititer über 100).

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 131-132

B. Smyk, Z. Kajetanowicz i *A. Urbaniak*

PRÓBY OKREŚLENIA ZDOLNOŚCI SAMOOCZYSZCZANIA RZEK W OPARCIU O METODĘ STATYSTYCZNĄ

Z Katedry Mikrobiologii Rolnej WSR i Naukowego Towarzystwa Ekspertów Gospodarki Wodnej w Krakowie

STRESZCZENIE

Dotychczasowe wyniki zastosowania przez Churchilla i Buckingham a (1956) nowej statystycznej metody określania zdolności samooczyszczania rzek w praktyce hydrologiczno-biologicznej i w określaniu „przepływów biologicznie aktywnych" rzek skłoniły autorów do podjęcia badań w kierunku wykorzystania i przystosowania wspomnianej metody do naszych potrzeb.

Proponowana metoda pomiarów (BZT_5, temperatura wody i natężenie przepływu wody w rzece) i obliczeń opiera się na wzorach korelacji wielokrotnej z uwzględnieniem ekologii środowiska rzecznego.

Celem tych wstępnych badań było stwierdzenie możliwości stosowania wspomnianej metody (w modyfikacji własnej) w naszych warunkach rzek górskich. W tym celu rozpoczęto badania na rzece Biała Woda w Jaworkach koło Szczawnicy w oparciu o ładunek ścieków pochodzących z Zakładu Serowarsko Mleczarskiego w Jaworach. Przed przystąpieniem do badań oraz w czasie prac doświadczalnych analizowano pod względem mikrobiologicznym, chemicznym i hydrobiologicznym zarówno wody ściekowe jak i wody rzeki.

Z dotychczasowych wyników można sądzić, że istnieje pewna zależność stopnia samooczyszczania rzeki od założonych (w tej metodzie) czynników, określenie jej jednak jest jeszcze utrudnione. Można tylko przyjąć, w oparciu o uzyskane dane z pomiarów i o „współczynnik wielokrotnej korelacji", że tylko w okresie letnim dane korelują dobrze. Wskazywałoby to, że między innymi zachodzi potrzeba poboru większych ilości próbek. Zastosowa-

nie tej metody wymaga krótkich, periodycznych obserwacji z danej rzeki w czasie 2-3 miesięcy.

Dalsze badania, z uwzględnieniem rzek nizinnych i rodzaju zanieczyszczeń, są w toku.

LITERATURA

Churchill H. A., Buckingham R. A., 1956: Statistical method for analysis of stream purification capacity. *Sewage Ind. Wastes*, **28**: 517.

B. Smyk, Z. Kajetanowicz und *A. Urbaniak*

VERSUCHE ZUR FESTSTELLUNG DER SELBSTREINIGUNGSFÄHIGKEIT VON GEWÄSSERN NACH DER STATISTISCHEN METHODE

Die vorgeschlagene Vermessungs- (BSB_5, Wassertemperatur, Durchfluss und Buckingham (1956) bearbeitete, neu statistische Methode zur Bezeichnung der Selbstreinigungsfähigkeit von Gewässern bei uns auszunützen und unseren Bedingungen anzupassen.

Die vorgeschlagene Vermessungs- (BSB_5, Wassertemperatur, Durchfluss und Stromgeschwindigkeit des Flusses) und Berechnungsmethode beruht auf der Formel „vielfacher Korrelationen" bei Berücksichtigung der Ökologie im Flussstandort.

Die Untersuchungen wurden am Fluss Biała Woda in Jaworki bei Szczawnica durchgeführt, in den die Abwässer aus der Käserei und Molkerei in Jaworki abgeleitet werden. Bevor man an die Untersuchungen herangetreten ist und auch im Laufe der Versuchsarbeiten, wurden sowohl die Abwässer wie auch das zu untersuchende Wasser des Flusses hinsichtlich ihrer mikrobiologischen, hydrobiologischen und chemischen Beschaffenheit analysiert.

Auf Grund der bisherigen Ergebnisse könnte man urteilen, dass eine gewisse Abhängigkeit des Selbstreinigungsgrades des Flusses von den in der Methode vorausgesetzten Faktoren besteht; ihre Feststellung ist jedoch noch erschwert. In Anlehnung an die aus den Vermessungen erhaltenen Angaben kann man nur annehmen, dass im Sommer ein gutes Verhältniss aufgewiesen wird, was darauf hindeutet, dass sich unter anderem die Notwendigkeit ergibt, eine grössere Anzahl von Proben zu entnehmen. Die Anwendung dieser Methode erfordert kurze, periodische Beobachtungen des gegebenen Flusses in einem Zeitraum von 2 bis 3 Monaten.

Weitere Untersuchungen von in Niederungen gelegenen Gewässern, mit verschiedenartigen Verunreinigungen, sind im Gange.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 133-134

DYSKUSJA

J. Karaskiewicz — Kraków

W związku z referatem o mikrobiologicznej charakterystyce wód południowej Polski, chcę przedstawić badania zapoczątkowane w Instytucie Naftowym w Krakowie. Zajmujemy się zagadnieniem biologicznego oczyszczania wód rafineryjnych z krezolu i fenolu. W związku z tym poszukujemy mikroflory bakteryjnej, która najłatwiej mogłaby rozkładać te związki. Przeprowadziliśmy więc badania na Wiśle i jej dopływach. Z rzek tych pobraliśmy szereg prób wody i szczepiliśmy nią bezpośrednio pożywkę, zawierającą azotan amonu i kwas fosforowy z dodatkiem 400 mg fenolu na 1 litr pożywki.

Woda Wisły od Goczałkowic aż do Koszyc zawierała mikroflorę bakteryjną zdolną do rozkładu fenolu w stężeniu 400 mg/l. Występowania tych bakterii nie stwierdzono natomiast w prawobrzeżnych dopływach Wisły — Sole i Skawie, Skawince oraz lewobrzeżnych — Cło i Szreniawa. Rzeka Rudawa oraz Dłubnia posiadają już bardziej aktywną mikroflorę. Rzeka Chechło, która prowadzi ścieki z licznych zakładów przemysłowych, zawiera również bakterie rozkładające fenol.

Aby przekonać się o aktywności mikroflory fenolowej przeprowadzono serię badań, przesiewając kolejno zespoły mikroflory na pożywki o coraz wyższym stężeniu fenolu. Stwierdzono, że bakterie wyizolowane z Wisły oraz jej dopływów zdolne są do rozkładu fenolu w stężeniu 1400 mg/l. średnio po 20 dniach hodowli w temperaturze 26°. (Nowsze badania wykazały możliwość rozkładu nawet wyższych stężeń fenolu w ciągu krótkiego czasu, mianowicie 2000 mg/l w ciągu 5 dni).

Przeprowadzono też badania nad zależnością pomiędzy zawartością związków organicznych w wodzie a aktywnością mikroflory. Okazało się, że istnieje ścisły związek między utlenialnością wody a zdolnością do rozkładu fenolu przez mikroflorę.

K. Bassalik — Warszawa

W uzupełnieniu wypowiedzi kolegi Karaskiewicza chciałbym przypomnieć, że bakterie zużywające fenol jako jedyne źródło węgla wyhodowałem jeszcze w 1910 r.; obok nich znalazłem inne typy, mogące zużytkowywać różne pochodne fenolu i nawet sam benzen (wówczas zwany benzolem). Czyste hodowle wyżej wspomnianych mikroorganizmów, które nazwałem odpowiednio „*Bacillus phenoli*" względnie „*Bacillus benzoli*" itp., wraz z wszystkimi materiałami i wynikami doświadczalnymi przekazałem koledze laboratoryjnemu Ryszardowi Wagnerowi. W rezultacie praca ta, wydrukowana w *Zeitschrift für Gärungsphysiologie* w tomie III lub IV, w 1913 r. lub może raczej w 1914 r., została wydrukowana nie pod moim nazwiskiem, lecz pod nazwiskiem R. Wagner. To, co mnie szczególnie w referacie kolegi Karas-

kiewicza uderzyło to fakt, że 1400 mg fenolu w litrze zostało całkowicie utlenione. Optimum stężenia dla mego *B. phenoli* wynosiło też 0,15% fenolu, chociaż dla fenolanu sodu było wyższe, 0,25-0,30%.

Z. Rudolf — Warszawa

Pragnę zwrócić uwagę na pewien moment w referacie prof. Palucha. Mianowicie, pierwszy raz od wielu lat widzimy tego rodzaju syntetyczne przedstawienia badań bakteriologicznych. Z zagadnieniem tym spotykamy się od wielu lat. Stale mamy do czynienia z hydrobiologią, z chemią, a mniej z bakteriologią. Zwracaliśmy niejednokrotnie uwagę na to, że bakteriologia jest niedoceniana. Widzę pewien nawrót, bakteriolog zaczyna odgrywać znacznie większą rolę w badaniu wód powierzchniowych niż dotychczas. Wydaje się, że zagadnienie to powinno być wybitnie rozbudowane. Wobec tego, co mówi prof. Paluch, że wyniki badań bakteriologicznych pokrywają się z wynikami badań hydrobiologicznych i chemicznych, można zapytać, czy badania bakteriologiczne nie powinny dawać pierwszych wskaźników oceny jakości wód powierzchniowych.

Tabela II

Niektóre wskaźniki stanu bakteriologicznego i chemicznego rzeki Wisły od źródeł do ujścia Sanu
Bakteriologische und chemische Indexzahlen für die südliche Wisła bis zur Mündung des San

Lp.	Stanowisko badania i miejscowość Standpunk	Ilość badań Zahl der Analysen	Rok i pora roku Jahr und Jahreszeit	Ilość bakterii w 1 ml wody na: — Keimzahl pro 1 ml						Miano coli Koli-titer		Saprobowość Saprobentypus	Utlenialność mg/l O_2 Permanganat Verbrauch	Zawartość tlenu mg/l O_2 Sauerstoffgehalt	BZT_5 mg/l O_2 BSB_5	N_{NH_4} mg/l N	N_{NO_2} mg/l N	N_{NO_3} mg/l N
				agarze — Nähragar			żelatynie — Nährgelatine											
				Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1	Źródła — 9 źródeł Wisły pod szczytami Baraniej Góry	9	l 53, 54	10	180	70				10	>10							
2	Biała Wisełka	2	l 53	250	650	450				5	10		3,8	8,70	0,32	0,03	śl	0,10
3	Czarna Wisełka	2	l 53, 54	1 450	2 900	2 175					10		4,2	8,50	0,66	0,08	śl	0,10
4	Czarne — powyżej zbiornika retencyjnego	2	l 53	3 200	3 600	3 400					10		3,4	8,60	0,7	0,05	0,03	0,5
5	Czarne — przy zaporze zbiornika retencyjnego	2	l 53, 54	200	850	525					10		1,9	9,08	1,0	0,03	n. w.	0.22
		1	l 54			200							2,6	7,24	0,6	0,12	0,009	0,11
6	poniżej ujścia Malinki	5	l 53 lz 54	10	1 600	800			450	1	10		2,5	9,28	1,2	0.20	0.17	0,05
7	Obłaziec	5	l 53 lz 54	30	860	445				5			2,3	8,50	1,5	1,15	0,06	0.12
8	Ustroń	5	l 53 lz 54	25	1 300	420			550	0,1	10		3,0	9,50	2.00	0,06	0.020	0.08
9	Nierodzim	3	wl 54	40	2 500	1 415												
10	Skoczów — powyżej ujścia Błądnicy	5	l 53 lz 54	1 430	135 000	47 450				5	10		20,2	6,00	27,00	2.40	0.2	0.07
11	Skoczów — poniżej ujścia Błądnicy	3	wl 54	160	142 000	92 390												
12	Skoczów — poniżej ujścia Błądnicy	3	wl 54	240	5 600	2 490			4 440	0,01	10		4,5	9,6	2,7	0.60	0,08	0.01
13	Kiczyce — przy jazie	5	l 53 lz 54	1 500	1 900	1 700			1 200	5	10		4,5	9,5	2,5	0.16	0.02	0,18
14	Drogomyśl	5	l 53 lz 54			1 500												
15	Bąków	5	l 53 lz 54	200	550	300			600	0,1	10		3,2	9,5	5,15	0,5	0,34	0.01
16	Strumień	5	l 53 lz 54	280	2 600	1 440					1		4,5	8.84	2,7	0,12	0,05	0.55
17	Wisła Mała	5	l 53 lz 54	100	6 300	2 330				5	10		3,6	9,0	1.50	0,69	0.02	0.025
18	Zarzecze Dolne	5	l 53 lz 54	3 000	8 500	5 750										0.15	0.024	0.035
19	Łąka	3	wl 54	6 400	15 400	9 500												
20	Zbiornik goczałkow. przed zaporą, przed napełnieniem zbiornika	5	l 53 lz 54			9 500			900	5	10		9,2	8,70	4,50			
21	Zbiornik goczałkow. przy zaporze, przed napełnieniem zbiornika	5	l 53 lz 54	650	9 660	3 130				0,01	>10		4,0	7,75	5,50	0.35	0,020	0.04
22	Goczałkowice — poniżej zbiornika	2	l 53, 54	83 200	250 000	166 600						a-b	95,8		18.1			
23	Nowy Bieruń	2	z 54	90 000	1 200 000	645 000	132 000	1 200 000	666 000	0,0001	0,001	a	55,5	8,8	6,0	5,0	0,18	0.35
24	Dwory — poniżej ujścia ścieków z Zakł. Chem.	2	z 54	110 000	210 000	160 000	200 000	1 400 000	800 000	0,001	0,01	a	86	7,8	188	7.2	0,28	0.4
25	Bobrek	1	l 55			20 000			16 000	0,01		ab	22,6	3,9	4,0	0,16	0,056	0.04
26	pow. ujścia Skawy	8	wl 56	7 000	65 000	37 000	12 000	180 000	76 000	0,001	0,01	b		7,0	3,2	0.78	0,55	1,2
27	Kraków — Bielany	2	z 54	20 000	30 300	25 000	15 000	27 000	21 000	0,001	0,01	b	20,2	5,4	21,0	8,7	0,16	3.9
28	Kraków (75 km)	1	l 56			500			400	0,001		ab	10,1	3,4	3,2	2,56	0,096	0,11
29	pow. ujścia Raby	1	l 56			3 500			700	0,1		b	11,6	6,3	4,6	0,44	0,044	0.22
30	pow. ujścia Dunajca	2	lz 56	590	1 360	950	500	3 810	2 180	0,001	0,01		13,5		70.0			
31	Opatowiec	1	l 57			160			upł.	0,001		b	4,0	6,5	4,0	0,26	0,046	0,4
32	pow. ujścia Nidy	1	l 57			180			540	1		b	6,0	8,7	3,2	0,08	0,036	0.2
33	pow. ujścia Brenia	1	l 57			8 000			25 000	0,0001			14,9	4,3	3,9	0,1	0.036	0,25
34	pow. ujścia Wisłoki	1	l 57			3 000			upł.	0,001		ab	10,6	9.0	5,3	0,08	0,010	0,18
35	pow. ujścia Koprzywianki	4	z 57	1 200	2 400	1 700	700	2 200	1 100	0,001	0,1	b						
36	pow. ujścia Sanu																	

Objaśnienia:

upł. — upłynniona
rubr. 4: z 54 — rok 1954 — zima
l 53 — rok 1953 — lato
j 52 — rok 1952 — jesień
w 51 — rok 1951 — wiosna
rubr. 13: a — alfa- mezosaprobowy
b — beta- mezosaprobowy
n. w. — nie wykryto
śl. — ślad

Tabela III

Niektóre wskaźniki stanu bakteriologicznego i chemicznego prawobrzeżnych dopływów Wisły

Bakteriologische und chemische Indexzahlen der rechtsseitigen Nebenflüsse der Wisła

Lp.	Nazwa rzeki Name des Flusses	Stanowisko badania i miejscowość Standpunkt	Ilość badań Zahl der Analysen	Rok i pora roku Jahr u. Jahreszeit	Ilość bakterii w 1 ml wody na — Keimzahl pro 1 ml						Miano *coli* wody Colititer		Saprobowość Saprobentypus	Utlenialność mg/lO_2 Permanganat Verbrauch	Zaw. tlenu mg/l_2O Sauerstoffgehalt	BZT_5 mg/lO_2 BSB_5	N_{NH4} mg/l N	N_{NO2} mg/l N	N_{NO3} mg/l N
					agarze — Nähragar			żelatynie — Nährgelatine											
					Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
37	Malinka	dolny bieg	6	l 53	220	450	300			1330			m	0,84				0,0	2,5
38	Brennica	Górki — powyżej wsi	1	l 50			1200			upł			m	1,8	8,9	1,25		0,0	0,0
39		Górki — przy moście	1	l 51			1430												
40		12 km od ujścia	1	l 54			1000			upł									
41		5 km od ujścia	1	l 54			1100			1410									
42		2.5 km od ujścia	4	wl 53 l 54	115	7 000	1950	350	3000	200			o	0,82	12,5	0,0		0,0	2,0
43		ujście do Wisły	2	l 50 w 51	120	1 100	610												
44	Bajerka	przy drodze Chybie—Landek	2	wl 53	1 500	1 700	1600	2200	7700	4950			o	0,84				0,0	0,0
45		przed ściek. cukrow.	1	j 49			20			410			a	1,8	8,9	1,25		0,0	0,0
46		3 km pon. ściek. cukr.	1	j 49			197500			upł									
47		pow. ujścia do Wisły na terenie zbiorn. goczałkowickiego	3	zwl 54	2 800	77 500	28300	4400	281000	45470									
48		ujście do Wisły — na terenie zbiornika goczałkowickiego	1	j 49			82400			upł			a	0,82	12,5	0,0		0,0	0,0
49	Iłownica	ujście do Wisły	3	l 50 w 55	830	1 070	920	1456	38000	19500		0,001	a	4,30	9,8	4,0	0,44	0,019	0,62
50		ujście do Wisły	2	l 53, 54	550	2 100	1325	2700	3800	3250									
51	Biała	Bystra — poniżej osiedla	1	l 52			3580			upł			a	1,8	10,4	79,0		0,0	0,5
52		„ pow. Sanat. Przeciwgruźl.	1	z 53			85			9			b	0,9	13,8	31,0		0,0	1,0
53		„ poniżej San. Przeciwgruźl.	1	z 53			5420			upł			p	2,9	12,8	264,5		0,0	3,0
54		„ powyżej osiedla	1	l 52			3580			upł			a	1,8	10,4	79,0		0,0	0,5
55		Bielsko — powyż. miasta	1	z 54			9500			upł			b	15,6	5,6	342,0	9,2	1,5	3,0
56		„ poniż. miasta	3	l 52, 54 z 49	11 310	5 875 000	1970800	9900	10375000	5192450				16,2	2,2	26,0		0,13	
57		jaz w Komorowicach	3	z 49 zl 50	4 100	125 000	53670	58100	150000	104050			p	13,3	3,3	27,5		0,0	1,5
58		Czechowice — powyżej ujścia kanału walcowni	2	wj 53	24 000	66 900	45450		57000	57000			p	14,0	6,2	0,0		0,5	0,5
59		Czechowice — powyżej ujścia kan. Kop. Silesia	1	j 49			77000			94300			m	4,9	10,0	29,0		0,0	0,30
60		ujście do Wisły	2	j 49 w 53	62 200	178 600	120300		138600				p	6,0	8,15	21,0	1,76	0,2	0,105
61	Soła	Rajcza	1	z 54			78			5000		0,1	o	2,3			0,34	0,036	0,5
62		Milówka	1	z 54			15000			upł		0,1	o	3,2			0,35	0,03	0,6
63		Cięcina	1	z 54 wljz 52			3700			upł		0,1	o	1,6			0,16	0,03	0,6
64		Żywiec — powyżej miasta	9	wz 54 z 56 z 57	9	16 200	5000	1	42000	16600		0,0001	b	8,7			0,35	0,12	0,7
65		Żywiec — poniżej miasta	1	l 55		9 400				upł		0,1	b	15,0			0,3	0,046	0,4
66		Oświęcim — pow. Oświęcimia	1	z 57		22				250		50	b	1,5			nw	0,005	2.0
67	Skawa	m. Skawa	1	z 56			14			upł		0,1	b	1,3			nw	0,001	0,9
68		Jordanów	1	z 56			22			upł		0,1	b	1,5			nw	0,001	0,9
69		Maków Podh. — poniżej miasta	2	z 53, 56	24	210	120	900	upł	900	0,1	10	b	1,5			nw	0,001	0.5
70		Zembrzyce	2	z 56	5	16	10	1	500	250	0,1	50	b	10,3			nw	0,004	1.1
71		Juszczyn	1	z 53		300				upł		0,1		3,8			nw	0,004	0,6
72		Wadowice — powyżej miasta	9	z 52,54,55 j56	4	18 000	2700	300	upł	upł	0,01	10	b	5,1			0,12	0,03	1,2
73		Wadowice — poniżej miasta	1	l 53			600000			200000		0,000001	ab	7,4	10,8	10.0	0,04	0,016	0,6
74		Zator	2	z 55	49	24000	12000			upł	0,1		b	2,6			0,08	0,015	2,0
75	Skawinka	Skawina	9	w 56, l 57	100	42000	8250	600	13000	4800	0,001	0,1	b		9,3	2,8	0,7	0,022	1,26
76	Raba	Rabka — pon. sanat.	3	l 54, w 55	7 500	40000	19500	26000	40000	34000	0,001	0,01	ab	7,1	8,4	2,0	2,3	0.01	2,0
77		Myślenice	4	w 53, l 54	30	1200	415	1500	10000	6300	0,1	10	b	2,1	11,7	2,6	0,24	0,015	1,2
78		Gdów	2	jz 55	120	400	260	7500	21000	14250	0,1	0,1	b	1,9			0,06	0,08	1,0
79		Bochnia — pow. miasta	3	j 51 l 53	10	9000	3100	110	15000	7000	0,001	0,001	b	3,3	10,1	1,6	0,17	0,07	0,27
80		Mikluszowice	1	j 56			170			2500		0,1	b	3,2			nw	0,002	0,45
81		Uście Solne	1	j 56			290			1500		0,1	b	1,8			0,16	0,009	0,45
82		przy ujściu do Wisły	1	j 56			100			10		0,1	bo	2,6	10,6	1,5	nw	0,003	0,11
83	Uszwica	Okocim	5	jl 54 l 55	320	405000	120000	7000	upł	255000	0,00001	0,01	p	20,2	8,0	44,8	0,14	0,009	0,18
84		Brzesko	5	wl 54 l 55	37 500	225000	14000	76000	750000	300000	0,00001	0,01	p	19,2	4,8	122,0	0,18	0,024	0,14

Tabela III (c.d.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
85		przy ujściu do Wisły	1	l 56			1 500			10		0,01	b	9,6	9,8	8,9	1,36	0,14	0,1
86	Biały Dunajec	Zakopane — pon. miasta	1	l 53			14 000			71 000		0,01	b	3,0	9,4	3,6	0,35	0,034	1,0
87		Nowy Targ. — pow. miasta	5	jw 50 l 51	100	6 000	1 460	3 000	16 000	9 300	0,1	1,1	b	2,3			nw	0,005	0,8
88	Czarny Dunajec	Nowy Targ — pow. miasta	5	jw 50 l 51	150	6 000	4 300	4 000	36 000	13 900	0,01	50	b	4,1			0,03	0,004	0,6
89		Nowy Targ — poniżej ujścia ścieków ze szpitala	1	l 53			60 000			60 000		0,001	b	2,3	8,6	3,6	0,14	0,01	0,4
90	Dunajec	Nowy Targ	2	w 50 l 51			1 200	95	11 000	5 500	0,1	1,1	b	2,1	11,9		0,08	0,008	1,0
91		Dębno	1	w 51			2 700			19 000	0,1	0,1	b	2,3	11,1		nw	0,008	1,0
92		Czorsztyn	1	w 51			16 000			10 800		0,1	b	2,0	11,1		nw	0,002	1,0
93		Szczawnica	1	w 51			10 800			14 600		0,1	b	2,2	11,1		nw	0,008	1,0
94		Tylmanowa	1	w 51			5 400			12 500		0,1	b	2,2	11,2		nw	0,008	1,0
95		Tylmanowa — pon. wsi	1	w 51			5 000			5 500		0,1	b	1,6	11,1		nw	0,008	1,0
96		Nowy Sącz — pow. miasta	9	jlz 52 z 53 z 54	1	pp	375	1	upł	6 800	0,01	50	b	2,2			0,08	0,012	0,4
97		Marcinkowice	2	lw 52	40	100	70	150	2 250	1 300		0,1	b	2,2	8,2	5,6	0,08	0,01	0,7
98		Jez. Rożnowskie — próby z różnych miejsc i głębokości jeziora	12	lw 52	1	pp	34	1	610	129	0,1	50	b	2,3	10,3	2,4	nw	0,009	0,1
99		Czchów	2	lw 52	80	360	220	350	1 200	775	1,0	10	b	2,1			0,42	0,01	0,75
100		Bogumiłowice	1	j 54			3			41	10		b	1,8			nw	0,002	1,0
101		poniżej ujścia Białej	2	jz 55	420	1 270	845	700	16 000	1 150	0,01	1	b	24,8		22			
102		Dąbrówka	1	l 52			120			1 800		0,1	b	2,5			nw	0,009	0,45
103		Lasek	1	z 53			45			15 000		15	b				nw	0,023	0,8
104		Łęg Tarnowski	1	z 54			315			4 200		0,1	b	4,1			0,35	0,025	0,75
105		Bobrowniki	1	l 54			750			23 000		0,1	b	1,5			nw	0,008	1,0
106		Nieciecza	1	j 54			1 500			upł		0,1	b	2,4			0,7	0,034	8,0
107	Dunajec	Pasieka Otfimowska	1	j 54			2 700			3 780		0,1	b	3,3			0,55	0,085	0,7
108		Wietrzychowice	1	j 54			3 500			43 000		0,1	b	4,9			0,55	0,034	0,5
109		przy uiściu do Wisły	1	l 56			21 000			250		0,1	b	2,2	8,9	0,9	nw	0,018	0,22
110	Breń	przy ujściu do Wisły	1	l 57			7 800			30 000		0,0001	b			55,6	1,0	0,01	
111	Wisłoka	Żmigród	1	j 52			13 000				1	1,1		2,2			0,03	nw	0,35
112		Łęki	1	z 56			60			100		1,1							
113		Niegłowice	9	j 52, z 54	50	pp	480	1 890	pp	4 000	0,001	0,1		10,2	12,0		1,2	0,018	0,4
114		Jasło	11	wj 55	15	9 000	900	70	9 700	1 110	0,1	0,1		2,0			0,02	0,005	0,2
115		Pilzno	2	j 52 z 53	14	170	90	270	1 100	680	0,01	0,1		3,7			0,05	0,025	0,45
116		Dębica	21	jz 52, z 53, 54, lw 55	40	6 500	840	440	21 000	7 100	0,001	10		6,5			0,58	0,005	0,5
117		Mielec	9	jl 52 z 53 z 57	40	pp	1 600	2 300	8 100	4 500	0,01	0,1		4,5			0,04	0,007	0,6
118		przy ujściu do Wisły	1	l 57			1 200			15 000	0,1		po	5,0	9,6	2,2	nw	0,004	0,01
119	San	Buszkowice	1	w 53			120			2 000	10,0			3,4			0,11	0,019	3,0
120		Lesko	2	z 53, 55	80	540	310	370	3 100	1 750	0,1	1		2,1			0,02	0,002	0,4
121		Sanok	4	j 51, 53 l 52, z 54	90	pp	1 140	175	upł	175	0,1			4,2			0,03	0,004	0,4
122		Mrzygłód	1	z 55			21 600			upł	0,1			1,2			nw	0,005	0,35
123		Dynów	1	z 52			2 200				0,1			1,7			0,02	0,007	0,38
124		Przemyśl	7	zj 53, 54	1	pp	1 840	1 400	pp	9 600	0,001	10		4,6			1,2	0,002	0,35
125		Ostrów	5	lzjw 53	28	7 000	1 450	600	5 800	2 200	1,0	10		3,5			0,08	0,005	1,0
126		Jarosław	4	j 54, 51 z 53 w 54, 46	14	800	340	4 000	5 400	4 700	0,1	10		11,8		2,2	0,2	0,008	0,4
127		Stalowa Wola — pon. ujścia ścieków miejskich	6	57	280	108 000	23 280	6 800	223 000	60 000	0,001	0,1		6,1			1,8	0,03	0,3
128	Wisłok	Krosno	4	z 53 j 54, w 55	80	16 200	4 800	800	upł	17 100	0,1	10		4,8			0,65	0,03	0,5
129		Boguchwała	18	zj 51 zw 52	30	5 000	760				0,001	1		3,4			0,05	0,004	nw
130		Rzeszów — powyżej miasta	7	j 51 z 52	70	3 600	1 200				0,001	10		5,8			0,06	0,007	0,6
131		Rzeszów — poniżej miasta	44	jz 51 z 52, 53	30	150 000	39 000				0,001	1		7,4			1,8	0,015	0,15
132		Łukawiec	1	j 55			120			3 600	0,1			6,9			0,02	0,23	0,25
133		Gniewczyn	1	j 54			250			4 300	0,1			4,8			0,5	0,5	0,5
134		Tryńcza	1	z 55			5 600			540	1,0			3,8			0,25	0,015	1,0

Objaśnienia:

pp — płytka przerośnięta
upł — płytka upłynniona
nw — nie wykryto
a — alfa-mezosaprobowy
b — beta-mezosaprobowy
m — mezosaprobowy
o — oligosaprobowy
p — polisaprobowy

w 51 — rok 1951 — wiosna
l 52 — rok 1952 — lato
j 53 — rok 1953 — jesień
z 54 — rok 1954 — zima

Tabela IV

Niektóre wskaźniki stanu bakteriologicznego i chemicznego lewobrzeżnych dopływów Wisły
Bekteriologische und chemische Indexzahlen der linksseitigen Nebenflüsse der Wisła

Lp.	Nazwa rzeki Name des Flusses	Stanowisko badania i miejscowość Standort	Ilość badań Zahl der Analysen	Rok i pora roku Jahr u. Jahreszeit	Ilość bakterii w ml wody na: — Keimzahl pro 1 ml agarze — Nähragar			żelatynie — Nährgetaline			miano *coli* wody *Coli*-titer		Saprobowość Saprobentypus	Utlenialność mg/l O_2 Permanganat Verbrauch	Zawar. tlenu mg 1 O_2 Sauerstoffgehalt	BZT_5 mg 1 O_2 BSB_5	N_{NH4} mg 1 N	N_{NO2} mg 1 N	N_{NO3} mg 1 N
					Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
135	Bładnica	górny bieg	3	l 53,54	140	4 900	2 080	210	4800	2 500									
136		Skoczów — pow. ścieków z mleczarni	1	j 50			4 500			6 800			p	2,5				0,0	0,0
137		Skoczów — pon. ścieków z mleczarni	1	j 50			3 560			5 230			p	3,4				0,0	0,0
138		Skoczów — pow. F-ki Kapeluszy Filcowych	2	l 53,54	200	2 000	1 100	300	350	325			zatr	40.0	10,0	46,8		0,0	ślad
139		Skoczów pow. ścieków garbarni	1	z 51			300			80									
140		Skoczów — ujście do Wisły pon. ściek. garbarni	2	l 50,51	1 340	5 900	3 620			upł			p	13,2	9,1			1,0	0,75
141		Skoczów — ujście do Wisły pon. ściek. garbarni	6	wl 54	2 500	93 400	62 200	24 000	upł	upł			o	3,52				0,0	1,8
142	Knajka	Strumień — powyżej miasta	3	l 50, 53, 54	530	1 400	900	874	3 800	2 230			m	2,5	13,9	32,0		0,0	11,0
143		ujście do Wisły	3	l 50 z 51	440	1 670	700	470	3 140	1 530				6,6			1,0	śl	0,6
144	Pszczynka	Międzyrzecze	3	z 54	10	60	31	65	75	70	0,1	0,1	m	9,4	11,4			1,0	0,0
145		górny bieg	1	w 53			40			upł			p	10,8	10,1			3,0	0,0
146		Pszczyna — w parku	1	w 53			2 300			upł			p	9,8	7,1			0,0	1,5
147		Pszczyna — pon. ujścia ścieków	1	w 53			1 370			upł									
148		Pszczyna — pow. ścieków Przetw. Tłuszczu	3	l 53	5640	16 200	11 150	16 170	46 200	31 180			a	12,6	3,5	7,0		0,0	0,06
149		Pszczyna — pon. ścieków Przetw. Tłuszczu	3	l 53	16 700	55 700	?			53 100	0,0001	0,05	p	13,2	3,7	5,0		0,0	0,1
150		Pszczyna — pon. ścieków Przetw. Tłuszczu	1	w 53			2 700			3 300			p	10,8	7,9	22,2		0,0	0,5
151	Gostynka	Nowe Tychy — powyżej miasta	1	l 53			1 840							10,5	7,9	4,9			
152	Czarna Przemsza	Łazy	1	l 52			186			upł		0,05	p	4,8					
153		Siewierz — pow. ścieków Sanat. P. Gruźl.	6	w 54, j 55, zl 56	370	1 570	720	630	3 180	1 427	0,05	1	obm	9,8	9,5			0,015	0,4
154		Siewierz — pon. ścieków Sanat. P. Gruźl.	4	w 54	180	2 500	1070	723	2280	1 350		0,05		9,8	8,0			0,012	0,4
155		od Przeczyc do Mysłowic	33	j 55, zl 56	1 760	260 700	—	3 600	8 141 000	—	10^{-10}	0,01	p						
156	Biała Przemsza	Bydlin	1	l 52			212			306		0,05							
157	Przemsza	od Jęzora do ujścia Wisły	16	lj 55, zl 56	38 800	7 280 000		650 000	21 500 000		10^{-6}	10^{-4}	p	23,8	3,1	4,9	0,24	0,012	0,02
158	Chechło	Trzebinia — pow. miasta	1	w 53			97			1 600		0,1	b	13,8	9,6	0,8	0,06	0,015	0,4
159		Trzebinia — pon. miasta	1	w 53			1 600			3 800		0,001	a	22,0	5,6	44,3	0,26	0,06	0,35
160		Chrzanów — pon. miasta	4	w 53,54	600	pp	180	760	110 000	36 200	0,001	0,1	pa	22,5	6,2	120,0	0,52	0,05	0,72
161	Chechło	przy ujściu do Wisły	1	l 55			5 000			15 000		0,001	a	11,40	8,1	6,3	0,02	0,048	0,09
162	Rudawa	Rudawa	2	z 53	250	350	300	800	upł	800	0,01	10	b	2,5	11,7	1,5	0,2	0,08	1,7
163		Zabierzów	2	j 54	86	300	193	1 200	4 000	2 600	0,01	0,01	b	2.7	12,9		0,12	0,17	1,5
164		Mydlniki	3	l 52, z 53	600	pp	600	300	1 000	650	0,1	12	b	2,6	10,9	3,1	0,14	0,021	1,8
165		przy ujściu do Wisły	4	j 50, z 57	78	pp	210	900	1 500	1 300	0,01	0,1	b	3,5	12,1	3,0	0,24	0,03	1,8
166	Białucha	przy ujściu do Wisły	2	z 54	2 200	11 000	6 600	2 700	45 000	23 850	0,001	0,1	b	5,5	10,1		1,37	0,015	1,0
167	Dłubnia	Michałowice	1	j 55			850			10 000		1,0	b	2.2	11.2	2,4	nw	0,017	1,5
168		Batowice	2	j 53	290	670	480	2 000	8 000	5 000	0,01	0,01	ab	2,5	11,1	2,5	nw	0,014	2,0
169		Nowa Huta	40	jwl 53, l 55 lw 56	100	63 000	5 040	300	upł	10 000		0,00001	0,1	b	6,4	10,2	3,5	0,17	0,017	2,0
170	Szreniawa	Kamieńczyce	2	w 54	110	8 500	4 300	6 000	54 000	30 000	0,001	1,0	b	7,0	9,2	3,6	0,19	0,043	1,5
171		przy ujściu do Wisły	1	l 56			500			400		0,001	o	3,0	10,9	1.5	nw	0,016	0,22
172	Nidzica	Mianocice	3	l 56	1 900	9 700	5 800	upł	upł	upł	0,001	0,1		4,6	9,6	3,8	0,48	0,05	4,6
173		przy ujściu do Wisły	1	l 56			550			20		0,1	b	3,4	9,6	3,4	nw	0,026	0,11
174	Nida	przy ujściu do Wisły	1	l 57			700			2 200	1		bo	5,1	8,8	2,2	0,02	0,004	0,1
175	Czarna	przy ujściu do Wisły	2	l 57			900			8 000		0,01	o	3,8	9,3	1,9	nw	0,006	0,12
176	Koprzywianka	przy ujściu do Wisły	1	l 57			1 600			upł		0,001	o	3,4	8,9	9,0	0,002	0,002	0,08

Objaśnienia: pp — płytka przyrośnięta
upł — „ upłynniona
nw — nie wykryto
a — alfa-mezosaprobowy
b — beta-mezosaprobowy
m — mezosaprobowy
o — oligosaprobowy
p — polisaprobowy

w 51 — rok 1951 — wiosna
l 52 — rok 1952 — lato
j 53 — rok 1953 — jesień
z 54 — rok 1954 — zima

Tabela V

Niektóre wskaźniki stanu bakteriologicznego i chemicznego mniejszych rzek dorzecza Wisły (Drugorzędne dopływy prawego brzegu Wisły)
Bakteriologische und chemische Indexzahlen der kleineren Nebenflüsse der Wisła (nebensseitige Nebenflüsse der rechten Ufers der Wisła)

Lp.	Nazwa rzeki Name des Flusses	Stanowisko badania i miejscowość Standort	Ilość badań Zahl der Analysen	Rok i pora roku Jahr u. Jahreszeit	Ilość bakterii w 1 ml wody na — Keimzahl pro 1 ml						Miano coli wody Coli-titer		Saprobność Saprobentypus	Utlenialność mg/l O_2 Permanganat Verbrauch	Zawartość tlenu mg l O_2 Sauerstoffgehalt	BZT_5 mg l O_2 BSB_5	N_{NH4} mg l N	N_{NO2} mg l N	N_{NO3} mg l N
					agarze — Nähragar			żelatynie — Nährgelatine											
					Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum	Średnio	Minimum	Maksimum							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
177	Jasienica	Ujście do Wapienicy	1	l 50			1 050			1 680			m	2,87				0,0	2,0
178	Wapiennica	zbiornik retenc.	1	l 52			310			40			m	3,0	9,1	14,8		0,0	0,0
179		most Bielsko—Cieszyn	1	l 52			240			200			a	36,0	9,7	55,7		3,0	śl
180		Zakł. Futrz. i Wełn. — powyżej ujścia ścieków	1	z 51			590			150			p	18,0	13,9	30,9		0,0	0,0
181		Mazańcowice	1	w 51			80			40			m	2,6	9,5	23,7		0,0	2,0
182		ujście do Iłownicy	1	l 50			940			1 400			p	2,8				0,0	2,0
183	Koszarawa	Żywiec	1	j 54			3 000			12 000	0,1		o	3,5			0,01	0,01	1,0
184		Żywiec	1	j 54			6 000			32 400	0,001		b	3,8			nw	0,006	1,0
185	Bartoszowiec	Łodygowice	2	z 55	120	8 000	4 060	4 000	18 000	11 000	10			11,0	12,5	3,9	0,07	0,02	0,9
186	Wieprzówka	Andrychów — pow. miasta	1	w 54			10			100	16		o	1,2	13,2	2,4	0,52	nw	1,25
187		Andrychów — pon. miasta	1	w 54			760			75 000	0,1		b	3,3	12,2	6,6	1,7	0,032	1,0
188		Wieprz	2	l 54	58	60	59	1 500	18 000	9 750	0,1		b	3,1	12,6	5,8	0,06	0,015	1,4
189	Choczenko	Wadowice — po ujściu ścieków z Wadowic	6	j 53, zl 54	150 000	3 800 000	1 140 000	9 000	2 700 000	762 000	0,00001	0,1	ab	30			7,8	0,04	0,45
190	Żarek	Kalwaria Lanck.	1	w 55			1			upł	50		o	1,6	13,8	0,3	0,05	0,04	1,0
191	Olszówka	Tęczynek	2	w 54	33	5 000	2 500	47	7 500	3 770	0,001	10	b	10,0	9,1	1,0	0,02	0,008	0,5
192	Jabłoniec	Limanowa	2	z 55	4 000	8 000	6 000	100	20 000	10 050	0,01	0,1		8,6			3,8	0,06	0,3
193	Sidzina	Kobierzyn	1	z 55			650			5 000	0,1		b	6,4	10,9	2,9	0,1	0,022	4,5
194	Reguła	Kwaczawa	1	w 56			97			upł	0,1		b	4,1	13,7	5,5	0,12	0,0012	0,5
195	Serafa	Wieliczka — pon. miasta	2	l 53	16 400	30 800	24 600	upł	upł	upł	0,001		ab	40	3,1	14,5	6,6	0,20	0,82
196		Bieżanów — pon. miasta	4	l 53, z 55	8 000	82 000	32 000	45 000	upł	72 000	0,0001	0,001	pb	16,2	6,4	3,9	2,6	0,33	0,4
197	Bysinka	Myślenice	5	w 53, l 56	460	800 000	171 000	6 000	1 500 000	415 000	0,00001	0,1	ab	4,4	11,3	4,1	1,2	0,05	2,4
198	Poroniec	Poronin	3	w 51	1	60	30	50	5 500	1 530	0,1	50	a	1,6	12,6		0,07	0,006	0,5
199	Babica	Bochnia	2	j 53	1 500	250 000	126 000	3 000	300 000	151 500	0,001	0,01	b	27,7	3,2	59	7,1	0,072	0,6
200	Łososina	Tymbark	10	lw 52, lj 54	3	28 000	5 250	4	ł 80 000	45 600	0,1	25	abo	4,8			0,08	0,01	0,75
201		Łososina Górna	4	lj 52, l 55	1 500	23 000	11 100	5 500	318 000	110 000	0,001	0,1	b	3,5			0,21	0,007	0,7
202	Sowlinka	Limanowa	2	z 55	450	2 000	1 225			upł	0,1	10	b	2,2			0,07	0,002	3,0
203	Rogoźnik	Nowy Targ	1	j 49			300			360	0,1			1,4			nw	nw	0,32
204	Kryniczanka	Krynica	9	lz 50, w 52, 56, j 54	2 000	180 000	37 300	18 000	360 000	166 000	0,00001	0,1	a	47,0	4,5	114	3,6	0,019	1,0
205	Brnik	Dąbrowa Tarnowska	2	z 55	9	420	215	300	1 000	650	0,01	10		4,2	11,7	2,8	0,1	0,017	3,0
206	Biała Woda	Jaworki k/Szczawnicy	2	j 56, w 57	2	385	45	1	120	75	10	100							
207	Czarna Woda	Jaworki k/Szczawnicy	2	l 56, j 57	2	95	60	8	250	62	1	10							
208	Poprad	Stary Sącz	7	jl 52, z 53	80	pp	100 000	1	30 000	7 600	0,1	10	a	2,7			0,1	0.01	1,0
209	Biała	Tarnów		lwjz 56	275	325 000	50 400	95	47 000	23 500	0,001	1		5,9					
210		Tarnów — poniżej ujścia ścieków z „Azotów“		wlj 57	430	140 000	47 000	660	29 000	15 000	0,001	10		6,8					
211	Wątok	Tarnów	2	w 54	280	1 200	740	15 000	80 000	47 000	0,01		pb	6,6	6,8	22,0	0,8	0,07	0,5
212	Jasiółka	Jasło	8	wj 53, z 54, 55, lj 57	7	21 300	7 850	2 900	75 600	35 200	0,001	1		3,8			0,6	0,007	0,75
213	Glinne	Lesko	1	l 57			10 500			18 050	1,0								
214	Ropa	Glinnik Mariampol.	4	j 52, z 53, j 54, 56	3 300	18 000	10 400	120	pp	5 500	0,1	25		2,5			0,25	0,02	0,4
215		Ropa	3	z 52, 53, j 54	300	3 300	1 340	400	upł	8 200	0,1	10		3,3			0,03	0,03	0,4
216		Gorlice	14	jz 52, wljz 53, l 54	85	32 000	4 100	140	upł	3 600	0,1	10		2,5			0,03	0,005	0,4
217		Biecz	1	z 53			6 900			5 000	0,1			3,0			0,03	0,01	0,4
218	Mleczka	Niżatyce	1	j 55			690			4 500	0,1			3,4			0,11	0,019	3,0
219		Kańczuga	2	z 53	100	7 000	3 550	6 500	10 000	8 200	0,1	10		4,2			0,1	0,01	0,3
220	Sękówka	Sękowa	1	z 53							1,0			5,0			0,02	0,003	0,36
221		Gorlice	3	z 52, j 53	220	2 700	1 440				0,1	1		2,4			0,015	0,002	0,38
222	Lubatówka	Krosno	4	wl 55	35	3 600	950	220	upł	7 400	0,1			4,5			1,1	0,06	4,0
223	Stebnica	Brzozów	3	l 52, 56	300	5 400	2 900	6 000	upł	6 300	0,01	1		6,4			0,6	0,1	0,15
224	Ryjak	Chmielnik	2	z 53, j 56	6	22	14			95	0,1	10		3,0			0,06	0,01	0,4
225		Tyczyn	2	z 53	80	1 100	590				1,0			3,3			0,05	0,02	0,4
226	Trzebośnica	Saczyna	1	z 53			450				10			14,7			0,85	0,05	2,0
227	Stopnica	Bircza	1	j 53			240			2 000	1,0			3,1			0,03	0,005	0,4
228		Brzuska	1	j 53			120			1 000	1,0			5,0			0,03	0,005	0,4
229	Wiar	Przemyśl	3	lj 52, j 53	12	950	320	600	upł	600	0,1	10		4,3			0,04	0,0035	0,3
230	Lubaczówka	Lubaczów	4	z 52, 54	1	43	32	1 300	2 100	1 600	1	10		4,7			0,25	0,01	0,3
231	Potok Tyski	Tychy — pow. ujścia ścieków Browaru Nr 2	1				50			500			m	64,6	5,9	206,0			
232		Tychy — pon. ujścia ścieków Browaru Nr 2	1				1 300			7 800			p	136,0	6,2	778,0			
233		Tychy — pow. ujścia ścieków Browaru Nr 1	1				10 000			18 600			p	184	1,99	871,0			
234		Tychy — pon. ujścia ścieków Browaru Nr 1	1				11 000			32 400			p	940	0,0	4 883,0			
235	Mleczna	Czułów	1	j 50			19 400			51 200			p	1668	0,0	1 606,0		0,0	0,0
236		pow. potoku Lędzińskiego	1	j 50			26 800			65 400			p	71,2	0,0	483,0		0,0	0,0
337	Potok Lędziński		1	j 50			16 200			24 700			zatr	4,8	10,7	0,0		0,0	6,0
238	Brynica	Wieś Kup.	1	z 54			1 180			3 800	0,1			11			0,3	nw	nw
239		Popielowo	3	z 54	1 010	1 200	443	1 360	5 600	3 453	0,1			7			śl	0,005	ślad

Tabela V c. d.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
240	Brynica	Zendek — powyżej wsi	1	j 53			600			400									
241		Zendek — poniżej wsi	2	j 53	600	950	775	600	700	650									
242		Brynica — powyżej wsi	1	j 53			200			900									
243		Brynica — poniżej wsi	1	j 53			375			upł	0,005								
244		Kozłowa Góra	1	w 52			460			upł									
245		Niezdara — powyżej wsi	3	j 53	160	425	270			upł				6,0			0,05	0,025	0,1
246		Niezdara	2	w 52 i 53	140	337	239												
247		Zbiornik w Kozłowej Górze, różne stanowiska na zbiorniku i różne głębokości	656	wljz 51—56	9	1 000	100				10	0,001							
248	Bolina	Janów — poniżej osiedla	1	z 52			170			770			bo	5,0	10,0	0,0		0,0	0,5
249		Nikiszowiec — pow. osied.	1	z 52			42 300			32 300			p	21,0	1,5	36,2		0,5	0,7
250		Szopienice — pow. oczyszcz. ścieków	1	j 52			4 020			10 200			a	14,0	2,4	15,3		0,0	śl
251		Szopienice — pon. oczyszcz. ścieków	1	j 52			188 520			46 200			p	10,6	4,2	18,7		0,0	0,5
252		ujście do Brynicy	1	l 52			17 180			1 386 000			p	17,4	2,6			0,0	0,0
253	Byczyna	ujście do Przemszy	1	l 52			830			1 170			b	4,4	11,0	10,0		0,0	0,0
254	Bobrek	pow. ujścia Rakówki	1	z 52			880			14 200			m	3,3	14,2			0,0	0,0
255		kop. „Kazimierz" pow. kopalni	1	j 52			11 500			20 700			p	18,2	6,4	62,5		śl	1,0
256		„ „ pon. „	1	z 52			25 400			17 300			p	10,2	6,7	161,2		śl	śl
257		kop. „Klimontów" pow. kopalni	1	l 54			57 800			87 000				13,0	5,7	69,0	4,6	0,1	0,0
258		„ „ pon. „	1	l 54			65 100			66 400				12,4	5,8	63,5	4,5	0,24	0,0
259		kop. „Niwka" powyżej kopalni	1	j 52			1 450			upł			p	18,3	8,2	119,8		0,5	4,0
260		„ „ poniżej „	1	j 52			470			upł			p	16,0	8,6	322,8		0,3	3,0
261		ujście do Cz. Przemszy	1	l 52			570			16 500			a	9,2	7,9	27.7		0,5	6.0
262	Pogoria	Dąbrowa Górnicza — pow. kolektora ścieków	1	w 53			84 900			upł			a	2,3	5,1			2,0	0.1
263		Dąbrowa Górnicza — pon. kolektora ścieków	1	w 53			84 900			upł			a	8,8	7,4			1,5	0.2
264		kop. „Zawadzki" — pon. ujścia ścieków	1	z 51			880			510			p	17,4	8,7	0,0		0,0	0.0
265		kop. „Zawadzki" — pow. ujścia ścieków	1	w 53			900			upł			p	9,6	4,7	228,0		0,2	0.0
266		kop. „Zawadzki" —pon. ujścia ścieków	1	z 51			810			9 300			p	11,6	7,4	0,0		0,0	0.0
267		kop. „Zawadzki" —pon. ujścia ścieków	1	w 53			2 000			upł			p	7,0	5,5	20,0		0,3	0.0
268		ujście do Cz. Przemszy	1	l 52			49 000			839 300			zatr	9,9	5,7			0,5	0,0
269	Rawa	Źródła Rawy	1	z 54			585 000			1 336 000	0,0000001		p						
270		Ogrodki Jordan.	1	z 54			318 000			6 996 000	0,00001		p						
271		przed Nowo-Bytomką	1	z 54			180 000			5 088 000	0,0001		p						
272		„ rowem Czarnym	1	z 54			746 000			6 996 000	0,0001		p.o.						
273		za rowem Czarnym	1	z 54			1 920 000			1 081 000	0,0001		a						
274		Hajduki — pon. Zakł. Koksochem.	1	z 54			1 276 000			954 000	0,0001		p						
275		Hajduki — pon. Huty Batory	1	z 54			4 566 000			13 038 000	0,000001		a						
276		Klimontów — pow. oczyszcz. ścieków	1	z 54			13 670 000			28 620 000	0,000001		zatr						
277		Klimontów — pon. oczyszcz. ścieków	1	z 54			731 000			2 227 000	0,000001		p						
278		Katowice — pon. H. Baildon	1	z 54			2 951 000			14 447 000	0,000001		p						
279		między Katowicami a Szopienicami	1	z 54			924 000			7 715 000	0,000001		p						
280		Szopienice — pon. miasta	1	z 54			2 925 000			28 620 000	0,000001		zatr						
281		ujście do Czarnej Przemszy	1	z 54			9 020 000			9 780 000	0,000001		zatr						
282	Wąwolnica	Chorzów — powyżej Zakładów „Azoty"	1	w 53			2 980			38 500			bo	1,4	9,4			0.0	0,2
283		Chorzów — poniżej Zakładów „Azoty"	1	w 53			210			30			bo	1,3	7,2	54,4		0,0	0,3
284		ujście do Rawy	1	w 53			2 900						a	4,0	7,0	13,4		0,0	1,0
285	Mitręga	pow. ujścia ścieków parowozowni	1	l 50			7 330			upł			m	3,4	10,5			0,0	0,0
286		pow. ujścia ścieków cementowni	1	l 50			3 330			7 100			m	3,9	9,23			0,0	0,0
287		pon. ujścia ścieków cementowni	1	l 50			3 380			upł			m	3,5	9,73			0,0	0,0
288	Kozibród	Szczakowa	2	j 53	510	3 000	1 760	12 000	18 000	15 000	0,001	0,01	ab	10,0	9,4	3,9	0,08	0,024	0,5
289	Łużnik	Szczakowa	1	j 52			640			7 500	0,01		b	7,3	9,4		0,14	0.034	0,5
290	Baba	Olkusz	1	w 54			30 000			256 000	0,001		p	124	6,0	320,1	14,0	0,32	2,0
291	Dulówka	Dulowa	3	l 52, z 53	4	7 560	2 560	300	7 560	4 300	0,1	50	o	3,5	10,0	1,7	0,09	0,01	3.0
292	Czerńka	Czerna	4	l 52, z 53	22	5 400	1 650	300	upł	750	0,1	50	o	3,1	9,6	2,2	0,1	0,07	2.7
293	Krzeszówka	Pisary	5	z 53, w 54, l 55	96	7 000	1 940	1 800	upł	11 000	0,01	16	b	3,7	10,4	2,6	0,18	0,02	2.0
294	Czubrówka	Dubie	3	lz 52	96	1 980	1 100	110	2 000	900	0,1	50	o	1,5	11,1	2,0	0,12	0,09	3,0
295	Szklarka	Dubie	6	lz 52	1	pp	445	1	1 500	620	0,1	50	o	1,3	10,1	1,4	0,12	0,09	3,0
296	Rudawka	Rudawa	3	lz 52	73	360	180	360	upł	380	0,1	1,0	o	2,4	10,6	2,1	0,04	0.01	2,5
297	Miechówka	Miechów — powyżej miasta	1	j 53			1 200			73 000	1,0		b	1,0	9,7	1,7	0,002	0,0016	1.0
298		Miechów — poniżej ujścia ścieków miejskich	1	j 53			85 000			400 000	0,001		b	2,3	8,6	3.6	0,14	0.01	0,4
299		Kamieńczyce	1	w 53			6 000			45 000	0,001		b	21,0	8,1	7,5	1,7	0,064	0.6

Objaśnienia:

w 51 = rok 1951 wiosna
l 52 = rok 1952 lato
j 53 = rok 1953 jesień
z 54 = rok 1954 zima
a — alfa- mezosaprobowy
b = beta-mezosaprobowy
m = mezosaprobowy
o = oligosaprobowy
p = polisaprobowy
zatr — zatruta
b.o. = brak organizmów
p.o. = pojedyncze organizmy
pp = płytka przerośnięta
upł = płytka upłynniona
nw = nie wykryto

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 135-143

K. Kluczycki

PODSTAWY BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

Z Katedry Biologii Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach

Podstawą biologicznego oczyszczania jest cały łańcuch ściśle z sobą powiązanych procesów fizycznych, chemicznych i biochemicznych, związanych z życiem i rozwojem organizmów żywych. Udział w tych procesach biorą przede wszystkim bakterie i plankton, a następnie rośliny i zwierzęta wyższe.

Procesy biologicznego oczyszczania ścieków zyskują coraz większe znaczenie w technologii ścieków. Wśród procesów tych rozróżnia się procesy tlenowe i beztlenowe. Procesy tlenowe przebiegają w warunkach dobrego dostępu tlenu. Są to typowe procesy dysymilacyjne i przebiegają szybko, z wydzieleniem dużej ilości energii. Prowadzą one do szybkiego rozkładu i całkowitej mineralizacji substratu. Do procesów tych zalicza się tlenowy rozkład węglowodanów i białka, a także utlenianie amoniaku (nitryfikacja), siarkowodoru i soli żelazawych.

Procesy te dostarczają bakteriom potrzebnej im energii do biosyntezy masy komórkowej oraz mogą podnieść temperaturę środowiska, co nie jest bez znaczenia dla niektórych metod technologicznych. Narastanie masy komórkowej w warunkach tlenowych prowadzi do szybkiego związania różnych substancji występujących w ściekach i następnie do mechanicznego ich usunięcia w postaci osadu. Klasycznym przykładem tlenowej biosyntezy białka jest produkcja drożdży pokarmowych.

Istnieją dwie możliwości usuwania substancji zanieczyszczających ścieki poprzez procesy tlenowe:

a) Rozkład i mineralizacja składników ściekowych do produktów prostych, rozpuszczalnych w wodzie lub ulatniających się w powietrze (CO_2, N_2, H_2),

b) Procesy asymililacyjne, które w warunkach intensywnej aeracji i dostatecznej ilości składników pokarmowych prowadzą do szybkiej bio-

syntezy, tj. do powstania nowych komórek, które w postaci osadu mogą być usuwane z środowiska ściekowego i przerabiane odrębnie.

Na procesach tlenowych oparte są nowoczesne metody szybkiego oczyszczania ścieków dużych miast i dużych obiektów przemysłowych.

Procesy beztlenowe zachodzą w wypadku braku dostępu tlenu. Znane są one zarówno w warunkach naturalnych jak też stosowane są w niektórych metodach sztucznego oczyszczania ścieków.

W warunkach beztlenowych zachodzi również rozkład (gnicie) substancji białkowych, zazwyczaj z wydzielaniem amoniaku i siarkowodoru. W ten sposób prowadzi się najczęściej rozkład zanieczyszczeń o dużym stężeniu jak np. mechanicznie oddzielonych osadów organicznych.

W przyrodzie procesy beztlenowe przebiegają przy rozkładzie zanieczyszczeń (osadów) dennych w głębokich zbiornikach wodnych oraz w odbiornikach bardzo silnie zanieczyszczonych substancjami organicznymi, gdzie zapas tlenu bardzo szybko wyczerpuje się. Na ogół nie ma w przyrodzie jaskrawego rozdziału między oboma procesami.

Na procesy rozkładu zanieczyszczeń ściekowych wpływa wiele czynników. Czynniki specjalnie ważne, które można zastosować do regulacji tych procesów, to przede wszystkim temperatura, dostateczna ilość składników pokarmowych, odczyn *pH*, zasób tlenu, a w wypadku ścieków przemysłowych — stężenie substancji toksycznych.

Ścisłe określenie stopnia zanieczyszczenia ścieków jest dość trudne; nie decyduje tu ani ilość zawartych w nich substancji organicznych, ani ich koncentracja, ani też ich trwałość, czyli zdolność do szybszego lub wolniejszego samoczynnego rozkładu. Mogą bowiem być ścieki zawierające duże ilości substancji organicznej, lecz bardzo trwałe, a mogą być znów ścieki bardzo stężone, lecz szybko rozkładające się. Niektóre ścieki mogą wreszcie po krótkim okresie samoczynnej fermentacji utrwalać się, mimo że zawierają jeszcze dużo substancji organicznej.

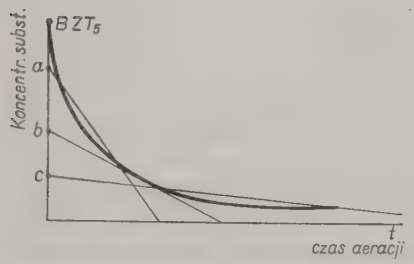
Ciekawą teorię rozkładu substancji organicznej w procesach biologicznego oczyszczania podaje Wuhrmann (1957). Otóż krzywą rozkładu substancji organicznej w czasie aeracji ścieków (rys. 1) można uważać za wypadkową krzywych rozkładu poszczególnych substancji składowych w ściekach, przy czym w zależności od odporności tych substancji, np. na procesy utleniania, krzywa będzie przebiegać mniej lub bardziej stromo, a rozkład będzie mniej lub więcej całkowity.

Za wykładnik stopnia zanieczyszczenia ścieków przyjęto w praktyce uważać tzw. biochemiczne zapotrzebowanie tlenu — *BZT*.

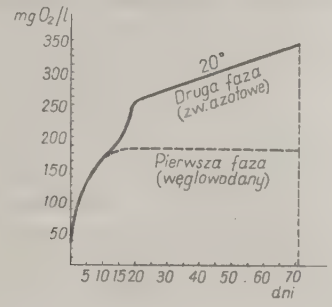
Utlenianie związków organicznych w ściekach przebiega w dwu fazach: faza pierwsza obejmuje rozkład i utlenianie głównie węglowodanów, zaś faza druga rozkład związków azotowych aż do azotanów. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu zależne jest też od temperatury środowiska.

Faza pierwsza trwa w temperaturze 20° około 20 dni, zaś faza druga zaczyna się dopiero po 10 dniach i trwa bardzo długo. Według Theriaulta (1927) faza pierwsza obejmuje głównie rozkład węglowodanów (rys. 2). Jest ona najważniejsza dla praktyki. Faza druga obejmuje głównie rozkład bardziej trwałych substancji azotowych (białek) i utlenianie ich do azotanów. Białka, jako substancje koloidalne i trudniej rozpuszczalne zostają jednak w praktyce wydzielone jako osady, nie wchodzą więc w główny proces utlenienia. Jedynie nieznaczna ich część wpływa na ogólny *BZT*.

Sprawność więc oczyszczalni można oprzeć na *BZT* w fazie pierwszej. Ponieważ stwierdzono, że zużycie tlenu w czasie jest regularne, wystarcza



Rys. 1. Krzywe stopniowej eliminacji składowych substancji ściekowych (wg Wuhrmanna)



Rys. 2. Krzywe biochemicznego zapotrzebowania tlenu w ściekach (wg Theriaulta)

w praktyce oznaczyć *BZT* tylko dla 5 dni (BZT_5) oraz przeliczyć je na dalszy okres; BZT_5 wynosi 0,684 BZT_{20}. Zapotrzebowanie tlenu jest również ściśle zależne od temperatury. Odpowiednie tabele umożliwiają przeliczenie zużycia tlenu w temperaturze 20° na zużycie w innych temperaturach. Oznaczenia te są ścisłe przede wszystkim dla ścieków miejskich.

Istotnym warunkiem dokładności oznaczenia BZT_5 różnych ścieków jest obecność w tych ściekach organizmów mogących dane ścieki rozkładać. W praktyce popełnia się przy tym poważne błędy. Dlatego oceny zanieczyszczeń niektórych ścieków przemysłowych są często zupełnie fałszywe (Kałabina 1957).

Podstawą wszelkich metod oczyszczania ścieków jest proces samooczyszczania się wód. Samooczyszczanie się wód w odbiorniku polega głównie na procesach biochemicznych oraz czysto biologicznych. Zdolność do samooczyszczania się odbiornika ścieków zależy w wysokim stopniu od sprzyjających warunków dla tych procesów. O tym często zapomina się, niszcząc bezmyślnie odpowiednie warunki naturalne (np. przez nad-

mierne przeciążenie odbiornika, uderzeniowe spuszczanie ścieków nocami itp.).

Każdy odbiornik wodny ma ograniczoną możliwość samooczyszczania się; przeciążenie zmniejsza jego zdolność do samooczyszczania się hamując pożądane procesy, w szczególności procesy tlenowe, narusza korzystną w tych procesach równowagę czynników biologicznych, prowadząc w końcu nawet do całkowitej prawie martwoty odbiornika. Często następuje zatrucie dna nadmiarem osadzających się substancji toksycznych. Przy mniejszym przeciążeniu odbiornika następuje stopniowe przejście z powodu szybkiego wyczerpywania się zapasów tlenu, procesów tlenowych w beztlenowe procesy gnilne, hamujące zdolność do samooczyszczania się odbiornika często na długi okres czasu. Stan taki spotyka się w wielu naszych rzekach, szczególnie w okolicach silnie uprzemysłowionych.

Proces samooczyszczania się odbiornika ścieków jest naturalnym, a więc najtańszym sposobem biologicznego oczyszczania się ścieków. W wielu wypadkach mechaniczne usunięcie ze ścieków głównej masy zanieczyszczeń, czyli odpowiednie ich podczyszczenie, może stworzyć odpowiednie warunki do usunięcia resztek zanieczyszczeń przez naturalny zespół mikroflory i mikrofauny.

Samooczyszczanie się odbiornika polega głównie na procesach tlenowych. Można zwiększyć ich intensywność przez odpowiednią gospodarkę tlenową w odbiorniku (O r t l e b 1938). Procesy beztlenowe przy samooczyszczaniu się są mniej pożądane, trwają one długo, niekiedy przyczyniają się do wytwarzania substancji toksycznych dla organizmów wodnych. Normalnie przebiegają one w słabym stopniu na dnie głębokich odbiorników.

Przy dostatecznym dostępie tlenu zawieszone w wodzie bakterie i plankton działają niekiedy jak osad czynny, a ich racjonalny wzrost i rozwój w miarę napływu składników pokarmowych ze ścieków może zwiększyć zdolność samooczyszczania się wody (M ü l l e r 1951). W żyznych i dobrze natlenionych wodach szybciej postępuje unieszkodliwienie niektórych związków toksycznych dla bakterii jak kwasy, oleje mineralne, związki fenolowe i inne. Na przykład rozkład związków fenolowych w wodach naturalnych następuje szybciej gdy w wodzie zawarte są również związki organiczne, stanowiące dobrą pożywkę dla bakterii. Obniżenie temperatury wody w odbiorniku hamuje wyraźnie proces jej samooczyszczania się, zaś wzrost temperatury proces ten przyspiesza.

Jako najprostszą i najbardziej naturalną metodę biologicznego oczyszczania ścieków wymienić należy metodę stawów biologicznych. W takich stawach, dzięki rozwojowi roślin zielonych i glonów oraz na skutek zwolnionego przepływu wody, mogą się dobrze rozwijać mikroorganizmy tlenowe, które rozkładają zanieczyszczenia ściekowe. Konieczna jest kon-

trola gospodarki tlenowej i obciążenia stawów. Pożądane jest też zapobieganie beztlenowym procesom dennym przez stosowanie osadników wstępnych oraz w razie potrzeby bagrowanie dna i usuwanie z niego osadów. Stawy biologiczne nadają się zwłaszcza do oczyszczania niektórych ścieków przemysłu spożywczego (fabryki konserw, cukrownie, gorzelnie itp). Czas przepływu ścieków przez staw biologiczny wynosi przeciętnie 20-30 dni. Dopuszczalne obciążenie maksymalne przeliczone na mieszkańca oraz powierzchnię wynosi 1000-1700 M/ha/d.

Innym urządzeniem naturalnym do biologicznego oczyszczania ścieków są pola nawadniane. Działają tu głównie mikroorganizmy glebowe. Obciążenie maksymalne wynosi około 30 M/ha/d, co odpowiada ilości ścieków wynoszącej około 4 m^3/ha/d. Następuje tu całkowita mineralizacja substancji ściekowych oraz ich wykorzystanie przez rośliny uprawne. Przy stosowaniu tej metody istnieje niebezpieczeństwo rozwleczenia zarazków chorobotwórczych i pasożytów (F r i t s c h 1955).

Pewną modyfikację pól nawadnianych stanowią pola filtracyjne, zakładane bardzo często w USA. Ścieki przepuszczane przez pola filtracyjne wymagają wstępnego sklarowania tak, by osady nie psuły warunków tlenowych. Pola filtracyjne nadają się głównie do wtórnego (końcowego) oczyszczania ścieków. Dopuszczalne obciążenie wynosi 2200-5000 M/ha/d czyli 300-750 m^3/ha/d. Przy racjonalnym obciążeniu pola filtracyjne zapewniają dobre warunki dla przebiegu tlenowych procesów mikrobiologicznych. Nadają się szczególnie dla niektórych ścieków przemysłowych (browary, gorzelnie, papiernie itp.).

Na tych zasadach co pola filtracyjne rozwinęły się współczesne metody złóż zraszanych. Przez zwiększenie dostępu tlenu oraz zwiększenie wielkości cząstek w warstwie przepuszczalnej usunięto wady pól filtracyjnych. Główną rolę w procesie oczyszczania ścieków w złożach zraszanych odgrywają bakterie, wytwarzając na rozwiniętej powierzchni poszczególnych cząstek w warstwie przepuszczalnej złoża galaretowato-gąbczastą błonkę aktywną („dojrzewanie złoża"). Błonka ta adsorbuje substancje organiczne ze ścieków (I stadium), które następnie ulegają mineralizacji (II stadium). Złoża wykonane z materiału chropowatego dojrzewają znacznie prędzej i dobrze działają nawet po długiej pracy, jak podaje I m h o f f (1957) za D e m o l l e m i L i e b m a n n e m (1942). Czas przejścia ścieków przez złoża zraszane, zależnie od stopnia ich obciążenia, wynosi 20-60 minut. Daje to pojęcie o szybkości przebiegu procesów oczyszczania. Stopień oczyszczania ścieków (spadek BZT_5) wynosi 80-85%, a w nowszych konstrukcjach do 95%.

Nowoczesne złoża zraszane dzielą się zasadniczo na 2 typy: tzw. złoża nisko obciążone, w których przeważają procesy dysymilacji, wiodące do prawie całkowitej mineralizacji organicznych zanieczyszczeń ściekowych,

oraz złoża wysoko obciążone, albo inaczej złoża spłukiwane, charakteryzujące się głównie procesem asymilacyjnym, prowadzącym do szybkiego rozwoju i mnożenia się komórek bakteryjnych i narastania błonki aktywnej. Błonka jest spłukiwana przez wysokie obciążenie hydrauliczne złoża. Spłukany osad, oddzielony w osadnikach wtórnych, zostaje odrębnie przerobiony metodą beztlenową. Złoża nisko obciążone nie wymagają zasadniczo osadników wtórnych, gdyż prawie cała błona aktywna jest mineralizowana i stopniowo zastępowana nową. Typowe złoża wysoko obciążone wymagają lepszego dopływu powietrza niż złoża nisko obciążone.

Zapotrzebowanie na tlen w złożach nisko obciążonych wynosi normalnie 175 g $BZT_5/m^3/d$, zaś złóż spłukiwanych 857 g $BZT_5/m^3/d$. Zapotrzebowanie to w nowszych konstrukcjach w tzw. złożach wieżowych jest znacznie wyższe (2000-3000 g $BZT_5/m^3/d$). Zwiększenie bowiem dostępu tlenu do komórek bakteryjnych umożliwia bardzo silne uaktywnienie procesu biologicznego oczyszczania ścieków na złożu.

Dobre wyniki dają złoża dwustopniowe, w których procesy rozkładu zanieczyszczeń ściekowych przebiegają w dwu fazach, oraz tzw. złoża przemieniane, kiedy na zmianę pracują dwa złoża. Modyfikacji technologicznych w wykorzystaniu złóż jest bardzo dużo (np. recyrkulacja i in.). Skuteczność ulepszeń zależy głównie od uwzględnienia potrzeb drobnoustrojów w oparciu o znajomość ich fizjologii.

Jak można łatwo przewidzieć obniżenie temperatury ścieków wpływa na obniżenie sprawności złóż (w temperaturze 10° uzyskuje się tylko 62% sprawności właściwej dla temperatury 20°).

Przy oczyszczaniu niektórych ścieków przemysłowych konieczne jest ożywienie złóż zraszanych przez wprowadzenie specjalnie rozwiniętych zespołów drobnoustrojów pochodzących z danych ścieków (K l u c z y c k i 1955 a).

Na podstawie procesów naturalnego samooczyszczania się odbiorników opracowano metodę osadu czynnego rokującą dziś największe nadzieje. Próby stosowania tej metody sięgają 1882 roku, lecz właściwy jej rozwój przypada na ostatnie dziesiątki lat. Metoda ta polega na intensywnym przedmuchiwaniu ścieków w dużych basenach betonowych powietrzem rozpylonym na drobne bańki. W tak przewietrzanych ściekach przez koagulację wytwarzają się kłaczki tworząc zawiesinę zwaną osadem czynnym. Składa się on głównie ze skupień bakterii i pierwotniaków, otoczonych galaretowato-gąbczastą masą. W osadzie czynnym bierze udział cały zespół mikroorganizmów tlenowych. Zachodzą w nim początkowo procesy asymilacyjne. W miarę narastania masy komórek rozwijają się również procesy dysymilacyjne, prowadzące do mineralizacji organicznych składników. Jak się okazało, dla dobrej pracy oczyszczalni decydujące są dwa czynniki: jak najsilniejszy dostęp tlenu oraz ruch cieczy powodujący

wymianę warstw cieczy. Brak dostatecznego zaopatrzenia w tlen powoduje zamieranie osadu oraz jego degenerację objawiającą się rozwojem bakterii nitkowatych (*Sphaerotilus natans* itp.). Osad wypływa wówczas na powierzchnię basenu. Są to tzw. „choroby osadu czynnego".

Do ożywienia osadu czynnego można stosować dodatek soli żelaza (np. $FeSO_4$) w ilości 5-10 mg/l płynu w basenie. Zwiększa to adsorpcyjną i sedymentacyjną zdolność osadu. Można też dodawać włókna azbestu, na których łatwiej osiadają komórki bakterii (np. dla niektórych ścieków przemysłowych). Osad czynny daje przeciętnie wyższy stopień oczyszczania ścieków niż złoże zraszane. Sprawność osadu czynnego jest prawie niezależna od pory roku.

Istnieją dwie odmiany metody osadu czynnego: osad czynny nisko obciążony i osad czynny wysoko obciążony. Różnica polega podobnie jak w złożach zraszanych na przewadze procesów asymilacyjnych nad dysymilacyjnymi w osadzie wysoko obciążonym.

Obciążenie osadu czynnego wynosi:

osad nisko obciążony około 700 g $BZT_5/m^3/d$, tj. około 20 M/m^3
osad wysoko obciążony około 1400 g $BZT_5/m^3/d$, tj. około 40 M/m^3

Nowoczesna metoda Pasveerowskich szczotek Kessenera (zamiast dmuchaw powietrza) daje w praktyce wyniki dochodzące do 20 500 g $BZT/m^3/d$ tj. około 586 M/m^3 przy zawartości około 7,6 kg/m^3 osadu czynnego i około 75% spadku BZT_5 (K e h r i współpracownicy 1957, P a s v e e r 1955).

Wykorzystanie tlenu z powietrza było dotychczas dość niskie i nie przekraczało 10%; obecnie dochodzi w niektórych wypadkach do 30%.

Według nowszych opinii wydajność osadu czynnego można zwiększyć nieomal dowolnie, gdy opanuje się proces natleniania osadu oraz zwiększy tzw. mikroturbulencję.

Z metod beztlenowych scharakteryzuję tylko krótko tzw. wydzielone komory fermentacji metanowej (komory gnilne).

Badania nad beztlenowym procesem rozkładu osadów ściekowych prowadzi się od kilkudziesięciu lat. Obok uczonych radzieckich, pracują nad tym zagadnieniem uczeni niemieccy (S z i f r i n 1956. I m h o f f 1956).

Komór fermentacyjnych używa się głównie do fermentacji osadów ściekowych, można jednak przerabiać też w nich obornik oraz niektóre odpadki miejskie. W komorach rozwijają się swoiste grupy beztlenowców, które rozkładają osady ściekowe aż do gazów takich, jak CH_4, H_2, CO_2, H_2S oraz pozostałości w postaci zhumifikowanej masy zwanej osadem przefermentowanym.

Fermentacja przebiega normalnie w dwu etapach: fermentacja kwaśna, w czasie której powstają kwasy organiczne (kwas octowy, masłowy itp.) oraz właściwa fermentacja metanowa, przebiegająca prawidłowo w środo-

wisku alkalicznym. Wskutek rozkładu substancji azotowych wywiązuje się amoniak, który neutralizuje powstałe kwasy organiczne i alkalizuje środowisko. Proces fermentacji alkalicznej jest bezwonny i daje duże ilości CH_4. W komorach fermentacji metanowej ustala się równowaga między obu fermentacjami. Dowodem prawidłowego przebiegu fermentacji metanowej jest wysoka wydajność gazów palnych oraz otrzymanie osadu przefermentowanego, dającego się łatwo odwodnić, czyli należycie zhumifikowanego.

Optymalna temperatura fermentacji mezofilnej wynosi 30-33°. W ostatnich latach czyni się próby przejścia na fermentację termofilną, której optimum leży w granicach 50-60°. W tych warunkach komory fermentacyjne można obciążać do 20% dodatkowo na dobę i zwiększyć dwukrotnie ich wydajność. Fermentacja termofilna przyczynia się do zniszczenia w osadzie zarazków chorobotwórczych i jaj pasożytów. Niestety dotychczas praktyczne opanowanie procesów termofilnych przedstawia dość duże trudności (Szifrin 1956).

W ostatnich czasach coraz więcej prób przeprowadza się z fermentowaniem w warunkach beztlenowych niektórych trudnych do oczyszczania ścieków przemysłowych (drożdżownie, mleczarnie itp.). Podobno w ciągu 5-dniowej fermentacji uzyskuje się spadek BZT_5 o 90-98%. W procesach biologicznego oczyszczania ścieków następuje również bardzo silny spadek ogólnej ilości bakterii, w tym również chorobotwórczych, czego przejawem jest obniżenie miana *coli* lub ilości komórek *E. coli*.

Dokładne badania ścieków miejskich i złóż zraszanych przeprowadzili Beling, Thon i Loos (1956), stwierdzając w oczyszczonych ściekach obniżenie ogólnej ilości bakterii o około 97%, zaś *E. coli* o około 96,5%. Z szeregu innych badań wynika, że spadek ogólnej ilości bakterii waha się w granicach od 91,0 do 99,1% (średnio 94,5%), spadek ilości *E. coli* od 78,6 do 98,7% (średnio 93,7%).

Z innych zagadnień należy szczególnie podkreślić powszechnie wysuwaną konieczność głębszego poznania znaczenia biocenoz ściekowych. Należy zbadać rolę poszczególnych grup fizjologicznych drobnoustrojów oraz zmienność ich w procesie samooczyszczania.

Ostatnie badania wykazują coraz większe znaczenie bakterii z rzędu *Pseudomonadales*, które stanowią ponad 50% zespołu drobnoustrojów ściekowych. Jako mikroorganizmy wodne są one dobrze przystosowane do procesów samooczyszczania się wód, a w warunkach sztucznych, zapewniających im dostęp tlenu oraz mikroturbulencję, uzyskuje się bardzo dużą wydajność. Potwierdza to słuszność wniosków autora o podstawowym znaczeniu doboru biocenoz swoistych dla mikrobiologicznego oczyszczania ścieków (Kluczycki 1956 b).

LITERATURA

Beling A., Thon D., Loos K., 1956: Verwendung der Membranfilter-Methode für die Überprüfung der Wirkungsweise biologischer Abwasserreinigungsanlagen. *Vom Wasser*, **23**: 241.

Demoll R., Liebmann H., 1942: *Ges. Ing.* **63**: 55 (cyt. wg Imhoffa).

Fritsch W., 1955: Über die hygienische Bedeutung gewerblicher und industrieller Abwässer. *Des. Ges.*, **47**: 9.

Imhoff K., 1956: Taschenbuch der Stadtentwässerung, Berlin.

Kałabina M. M., 1957: Sowriemiennoje sostojanije biochimiczeskoj oczistki promyszlennych stocznych wod. Ocz. prom. st. wod. Moskwa.

Kehr D. a. a., 1957: Die neue Kläranlage der Stadt Detmold. *Bau Gasw.*, **30**: 240.

Kluczycki K., 1955 a: Biologiczne i kombinowane oczyszczanie ścieków po celulozie siarczynowej. I. *Biul. Ses. Nauk. Politechn. Śl.* **6**.

Kluczycki K., 1955 b: Znaczenie doboru biocenoz swoistych do oczyszczania ścieków przemysłowych. *Biul. XIII Zjazdu Mikrobiol. Pol.*, Poznań 29.

Müller W., 1951: Steigerung de Selbstreinigung durch Flussbelebung. *Ges. Ing.* **72**: 299 (cyt. wg Imhoffa).

Pasveer A., 1955: Untersuchungen über die Belebtschlammverfahren. *Ges. Ing.*, **76**: 21-22.

Szifrin S. M., 1956: Sowremiennyje sposoby mechaniczeskoj oczistki stocznych wod. Leningrad.

Theriault 1927: *U. S. Publ. Health Service, Bull.* **173** (cyt. wg Imhoffa).

Wuhrmann K., 1957: Referat na Konferencji Biologii Ścieków. Monachium.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 145-150

A. Kintzel

ZASTOSOWANIE OSADU CZYNNEGO DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW Z DROŻDŻOWNI I KROCHMALNI *

Z Zakładu Utylizacji Wód Ściekowych Instytutu Przemysłu Fermentacyjnego w Warszawie

WSTĘP

Wody sokowe w krochmalnictwie ziemniaczanym stanowią bardzo poważny problem z uwagi na ich ilość i obciążenie. Ilość wód sokowych wynosi 13 m^3 na 1 tonę przerobionych ziemniaków, a ich obciążenie wyrażone w BZT_5 od 3000 do 6000 mg/l O_2. W skład wód sokowych wchodzi cały sok komórkowy bulwy ziemniaczanej oraz nieznaczna ilość najdrobniejszych ziarn skrobi i drobniutkich włókienek roztartych ziemniaków. O ilości zanieczyszczeń w wodach sokowych świadczy to, że znajduje się w nich 20% ogólnej masy przerobionych ziemniaków.

Jako najlepszy sposób oczyszczania tych ścieków wybrano osad czynny z następujących względów: 1. Osad czynny jest mało wrażliwy na niskie temperatury a krochmalnie w swoim procesie technologicznym wymywania skrobi z roztartych ziemniaków posługują się zimną wodą rzeczną; 2. Umożliwia częściowe wykorzystanie substancji zawartych w wodach sokowych w postaci nadmiaru osadu czynnego jako nawozu lub paszy; 3. Skład chemiczny wód sokowych, ze względu na odpowiednie *pH* i zawartość N oraz P, pozwala na szybkie wytworzenie osadu czynnego.

Osad czynny powstający w postaci kłaczków przy przewietrzaniu ścieków, adsorbuje związki zawarte w ściekach, przetwarza je na związki przyswajalne przez drobnoustroje i zużywa na budowę nowych organizmów. W ten sposób zanieczyszczenia zawarte w ściekach można usuwać w postaci nadmiaru osadu czynnego.

---

* Prace wykonano w Stacji Doświadczalnej „Kaskada" Instytutu Gospodarki Komunalnej w Warszawie.

W 1951 r. opracowano nowy schemat oczyszczania ścieków za pomocą osadu czynnego, wykorzystując tylko pierwszą fazę oczyszczania osadem czynnym, mianowicie adsorpcję. Po adsorpcji usuwa się ze ścieków osad czynny przez dekantację i regeneruje się go oddzielnie przez przepuszczanie powietrza. Czas dekantacji wynosi 1 godzinę, czas regeneracji wydzielonego osadu czynnego 1 godzinę.

Wyprodukowany w procesie oczyszczania nadmiar osadu czynnego musi być usuwany z obiegu i poddawany oddzielnym procesom. Ten nadmiar osadu czynnego zawiera 3-6% N i 2-4% fosforu w stosunku do suchej masy. Osad zawiera około 97,5% wody i łatwo zagniwa. Poddaje się go zwykle fermentacji beztlenowej, w której związki organiczne ulegają rozkładowi do CH_4, CO_2, H_2S. Powstający przy tym procesie gaz palny zazwyczaj zużytkowuje się w oczyszczalni do generatorów, do ogrzewania itp., a przefermentowany osad zawierający około 60% uprzedniej zawartości azotu, humus i związki nieorganiczne, po wysuszeniu na poletkach suszących, zużywa się jako nawóz. W Ameryce stosuje się suszenie nieprzefermentowanego nadmiaru osadu czynnego po jego uprzednim odwodnieniu na filtrach próżniowych, a wysuszony osad czynny zużywa się jako nawóz. Przez suszenie osadu zachowuje się w nim całą zawartość azotu. Ostatnio przeprowadzono badania nad zastosowaniem suszonego na gorąco osadu czynnego, jako dodatku do paszy przy żywieniu świń, drobiu i zwierząt przeżuwających. Stwierdzono, że osad zawiera około 30-35% białka, w skład którego wchodzi 10 najważniejszych aminokwasów, potrzebnych dla normalnego wzrostu większości zwierząt. Przyswajalność tego białka wynosi 50%. Prócz tego osad czynny zawiera witaminy B_2, B_{12}, kwas pantotenowy i niacynę.

BADANIA WŁASNE

Przy przeprowadzaniu prób laboratoryjnych nad oczyszczaniem wód sokowych za pomocą osadu czynnego sprawdzono dwie odmiany tej metody: 1. Proces zwykły — przewietrzanie wod sokowych z małą ilością osadu czynnego; 2. Biosorpcję — opartą na wykorzystaniu tylko sił adsorpcyjnych osadu czynnego i na jego regeneracji. W próbach tych posługiwano się wodą sokową przygotowywaną w laboratorium przez wymywanie wodą startych ziemniaków.

Doświadczenia oczyszczania przy zastosowaniu zwykłego osadu czynnego prowadzono w następujący sposób. Raz na dobę dekantowano oczyszczoną wodę sokową znad osadu czynnego i nalewano świeżą, nie oczyszczoną wodę sokową.

Stwierdzono, że efekt oczyszczenia zależy od ilości osadu czynnego. Przy ilości zawiesin 5-10% efekt oczyszczania po około 22-godzinnym

przewietrzaniu wynosił około 80% spadku BZT_5. Przy ilości zawiesin 15-20% efekt oczyszczania podnosił się do 90-95%.

Przy przewietrzaniu wody sokowej płyn silnie pieni się, co mogłoby utrudniać pracę w skali technicznej.

Ze względu na specyficzne warunki pracy laboratoryjnej ustalono następującą metodykę prowadzenia doświadczeń nad biosorpcją. Wodę sokową mieszano z osadem mechanicznie, następnie poddawano 1-godzinnej sedymentacji. Po upływie tego czasu dekantowano wodę znad osadu i osad regenerowano przez 1-godzinne przewietrzanie. W ciągu jednego dnia przeprowadzano 3 cykle, następnie osad zalewano wodą sokową i mieszaninę tę przewietrzano przez pozostałą część doby. Następnego dnia zdekantowany osad zalewano wodą sokową, postępując jak podano. Sprawdzono wpływ ilości zawiesin osadu czynnego oraz wpływ czasu mieszania na efekt oczyszczania.

Wpływ zwiększającej się ilości zawiesin na efekt oczyszczania przy stałym czasie mieszania 30 i 60 minut obrazuje rysunek 1. Wpływ czasu mieszania na efekt oczyszczania przy ilości zawiesin 40-50% obrazuje rysunek 2.

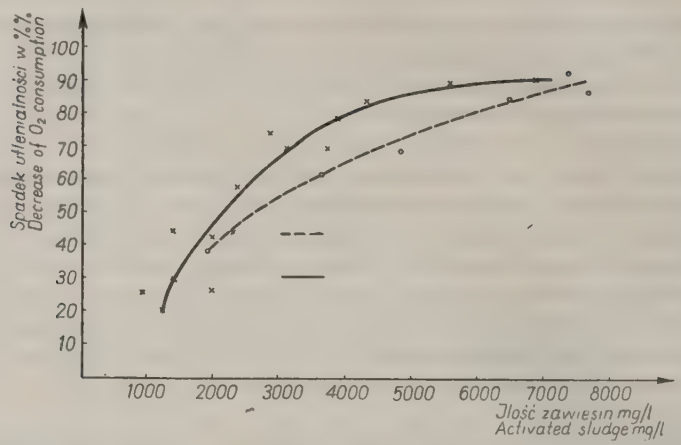
Na podstawie przeprowadzonych analiz można stwierdzić, że ilość osadu czynnego ma znaczny wpływ na efekt oczyszczania przy tym samym czasie mieszania. Przy zawartości około 50% objętości osadu uzyskuje się około 90% spadku BZT_5.

Czas mieszania przy dodatku około 50% osadu czynnego ma również znaczny wpływ na efekt oczyszczania. Już 5-minutowy kontakt wód sokowych z równoważną objętościowo ilością osadu wystarcza do uzyskania około 60% spadku BZT_5. Przedłużenie czasu kontaktu podnosi efekt oczyszczania, który sięga przy 30-minutowym kontakcie około 90%. Przedłużenie czasu mieszania do 1 godziny nie poprawia w większym stopniu uzyskanych wyników.

Indeks mułowy osadu utrzymywał się na wysokości 40-70 cm^3/g.

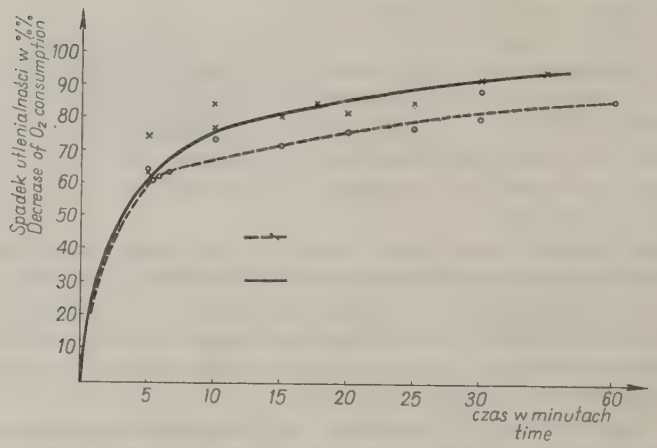
Wypróbowano również dwustopniową biosorpcję, tzn. zdekantowany płyn znad osadu po pierwszej biosorpcji poddawano mieszaniu z nową porcją regenerowanego osadu. Przy zastosowaniu dwukrotnej biosorpcji, trwającej po 10 minut, uzyskano łączny efekt oczyszczania 98% spadku BZT_5 oraz 94-95% spadku utlenialności.

Na podstawie przeprowadzonych prób laboratoryjnych można stwierdzić, że zastosowanie procesu biosorpcji do wód sokowych ma dwie zalety:
1. Przy mieszaniu wód sokowych z osadem czynnym nie powstaje piana;
2. Przewietrzanie samego osadu czynnego w celu jego regeneracji wymaga znacznie mniejszej pojemności komór aeracyjnych, przewietrzany osad mniej pieni się, a przy zastosowaniu przewietrzania grubobąbelkowego piana jest lekka i łatwa do usuwania. Próby laboratoryjne dały wyniki



Rys. 1. Wpływ ilości zawiesin w osadzie czynnym na oczyszczanie wód sokowych
Fig. 1. Effect of the amount of activated sludge on the purification of starch process-water

— — — — biosorpcja jednogodzinna — biosorption, 1 h
– – – – biosorpcja półgodzinna — biosorption, $^1/_2$ h



Rys. 2. Wpływ czasu mieszania osadu czynnego na oczyszczanie wód sokowych przy ilości zawiesin $7 - 10 : 10^3$ mg/l
Fig. 2. Effect of prolongation of aeration on the purification of starch process-water. Activated sludge — $7 - 10 : 10^3$ mg/l

— — — — spadek utlenialności w %, decrease in O_2 consumption, %
– – – – spadek BZT_5 — decrease in BOD_5

na tyle zachęcające, że warto metodę tę wypróbować w skali technicznej.

Przez zastosowanie osadu czynnego do oczyszczania wód sokowych z krochmalni powstaje możliwość uzyskania dodatkowej ilości paszy z powstającego w tym procesie nadmiaru osadu czynnego.

BADANIA NAD OCZYSZCZANIEM BRZECZKI PODROŻDŻOWEJ

Zastosowanie osadu czynnego do oczyszczania brzeczki podrożdżowej napotyka na większe trudności aniżeli przy wodach sokowych z krochmalni. Brzeczka podrożdżowa z I separacji drożdży posiada BZT_5 od 4200 do 6000 mg/l O_2. Przeważają w niej ciała rozpuszczalne w wodzie, natomiast jest bardzo mało zawiesin i koloidów. Zwykły proces oczyszczania przeprowadzano w sposób analogiczny jak podano poprzednio, tj. raz na dobę dekantowano płyn znad osadu czynnego, a osad ten zalewano świeżą porcją ścieków. Mieszaninę ścieków z osadem czynnym przewietrzano około 22 godziny na dobę. Przy ustalonych parametrach prowadzono każdorazowo doświadczenia przez kilka tygodni. Próby wykonano na brzeczce podrożdżowej rozcieńczonej wodą w stosunku 1 : 2 i 1 : 1 oraz na brzeczce nierozcieńczonej.

Przy małych ilościach osadu czynnego następuje szybko jego degeneracja, osad jaśnieje i puchnie. Dopiero przy większych ilościach osadu można uzyskać jego stabilność. Przy oczyszczaniu brzeczki rozcieńczonej w stosunku 1 : 2, z dodatkiem około 50% osadu czynnego, uzyskano spadek BZT_5 od 93 do 98%, a spadek utlenialności od 70 do 76%. Przy brzeczce nierozcieńczonej lub rozcieńczonej w stosunku 1 : 1, nawet przy tak dużej ilości osadu czynnego, często występuje puchnięcie osadu. Efekt oczyszczenia znacznie obniża się, chociaż wykazuje jeszcze ponad 40% spadku BZT_5.

Przez dodanie fosforanów do brzeczki podrożdżowej w ilości uzupełniającej do 40 mg na 1000 mg BZT_5, udało się oczyścić brzeczkę podrożdżową rozcieńczoną w stosunku 1 : 1. Osad zachowywał się normalnie i nie było przypadków puchnięcia. Efekt oczyszczenia wynosił około 97% spadku BZT_5 i około 76-80% spadku utlenialności. Należy zaznaczyć, że w procesie tym barwne substancje melasu nie ulegają rozkładowi; barwa ścieków po oczyszczeniu jak i przed oczyszczeniem jest tak samo intensywna. Utlenialność brzeczki po jej oczyszczeniu jest znacznie większa niż BZT_5. Dowodzi to obecności związków nie rozkładających się w procesie tlenowym, bądź rozkładających się bardzo powoli.

Pomimo dodawania fosforanów do nierozcieńczonej brzeczki podrożdżowej występowało często puchnięcie osadu czynnego.

Proces biosorpcji prowadzono przez 2 tygodnie w sposób ciągły, mie-

szając brzeczkę podrożdżową przez 30 minut. Używano brzeczki rozcieńczonej w stosunku 1 : 1 z dodatkiem równoważnej objętościowo ilości osadu czynnego. Po mieszaniu pozostawiano ciecz na 1 godzinę w celu dekantacji i na 1 godzinę w celu regeneracji wydzielonego osadu. Efekt oczyszczenia uzyskany tą metodą wynosił tylko około 32% spadku BZT_5.

Zastosowano następnie dwu- i trzystopniową biosorpcję. Po przeprowadzeniu pierwszej biosorpcji płyn zdekantowany mieszano po raz drugi z dodatkiem 50% objętości nowego, oddzielnie regenerowanego osadu i z kolei zdekantowany płyn po drugiej biosorpcji mieszano jeszcze raz z dodatkiem 50% objętości nowego oddzielnie regenerowanego osadu. Przy zastosowaniu dwustopniowej biosorpcji uzyskano łączny efekt oczyszczenia około 61% spadku BZT_5, a przy zastosowaniu trzystopniowej biosorpcji około 89% spadku BZT_5.

Ciała barwne, analogicznie jak w procesie zwykłym, były usuwane w nieznacznym stopniu. Przy 2-tygodniowym prowadzeniu procesu nie stwierdzono puchnięcia osadu; indeks mułowy utrzymywał się na poziomie około 60 cm^3/g.

Planuje się wypróbowanie obydwu omówionych metod w skali ćwierćtechnicznej.

A. Kintzel

APPLICATION OF ACTIVATED SLUDGE TO PURIFICATION OF PROCESS-WATER OF POTATO-STARCH FACTORY AND OF WASTE LIQUOR FROM YEAST FACTORY

Summary

Application of activated sludge to process-water of potato-starch factory gave the following results. The common process with 5-10% vol. of activated sludge and 22 hours aeration caused the decrease in BOD_5 by 80%; the same process with 15-20% vol. of activated sludge — by 90%. Nevertheless this process could not be recommended because of strong troublesom foaming. The best results were obtained with biosorption process by 50% vol. of activated sludge and 30 minutes mixing. The decrease in BOD_5 was about 90%. The foaming of activated sludge during regeneration was much smaller than during aeration of activated sludge and process-water.

The waste liquor from yeast factory could be purified only when diluted with water in ratio 1 : 2 and when the amount of activated sludge was increased to ca 40-50% vol. Less diluted waste liquor could be purified after it was enriched with P_2O_5 (40 mg for each 1000 mg BOD_5). 22 hours aeration caused the decrease in BOD_5 — by 95%. Biosorption process gave in this respect much smaller effect. The BOD_5 decrease was small (32%). Three-stage biosorption process gave results similar to aeration process (decrease in BOD_5 by 89%).

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 151-155

J. Gańczarczyk

PRÓBY USTALENIA WŁAŚCIWEJ METODYKI BADAŃ LABORATORYJNYCH NAD OCZYSZCZANIEM ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH METODĄ OSADU CZYNNEGO

Z Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych Instytutu Gospodarki Komunalnej w Gliwicach

W licznych obecnie badaniach nad oczyszczaniem ścieków przemysłowych metodą osadu czynnego stosowana jest różnorodna metodyka, co utrudnia, a czasem wręcz uniemożliwia wyprowadzenie z nich praktycznych wniosków i szerszych uogólnień. Dlatego też wydaje się konieczne opracowanie metodyki, przynajmniej dla pewnego zakresu takich badań, o typowo praktycznym zastosowaniu. Nie dotyczy to oczywiście specjalnych badań naukowych, wymagających często indywidualnych opracowań metodologicznych.

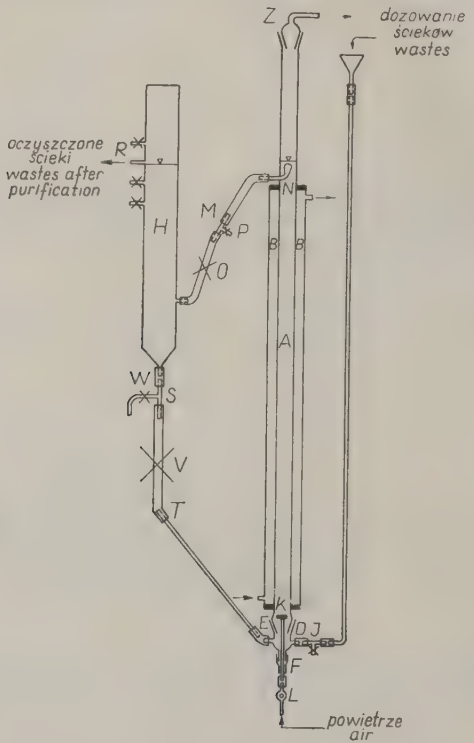
Bardzo istotne dla badań laboratoryjnych nad procesem osadu czynnego jest stosowanie odpowiedniej aparatury laboratoryjnej. Od rodzaju zastosowanej aparatury zależy w znacznym stopniu możliwość zbadania wpływu poszczególnych parametrów na przebieg badanego procesu.

Na ogół prymitywna aparatura laboratoryjna pozwala na kontrolę nielicznych tylko czynników wpływających na przebieg procesu osadu czynnego i to często w ograniczonym zakresie, natomiast aparatura bardziej skomplikowana jest trudna do obsługi i łatwiej psuje się.

W pracach Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych IGK w Gliwicach zbadano sprawność różnych aparatów stosowanych przez różnych autorów (Łapszin 1932, Sierp 1926, Hatfield i Strong 1954, Fohr i Kagei 1954, Gańczarczyk 1957a, Vosloo i Finsen 1957) i wreszcie opracowano własny typ aparatury (Gańczarczyk 1957 b), który przy znacznej prostocie pozwala na określenie wpływu różnych czynników na pracę osadu czynnego.

OPIS APARATURY

Własny typ aparatu (rys. 1) składa się z rury szklanej *A*, w której napowietrza się ścieki z osadem czynnym. Rura *A* otoczona jest płaszczem wodnym *B* sporządzonym z rury szklanej o odpowiednio większej średnicy niż średnica rury *A*. Płaszcz wodny *B* może być podłączony do odpowied-



Aparat do badań laboratoryjnych nad oczyszczaniem ścieków metodą osadu czynnego
Apparatus for research on purification of sewage by activated sludge method

niego urządzenia termostatowego. Rura *A* od dołu zamknięta jest na szlifie nasadką szklaną *C*, zaopatrzoną w dwa boczne doprowadzenia (*D* i *E*) i zakończoną rurką *F*. Doprowadzeniem *D* dopływają do nasadki *C* ścieki z rury dozującej *G*, a doprowadzeniem *E* dopływa recyrkulujący z osadnika *H* osad czynny. Na połączeniu doprowadzenia *D* z rurą dozującą *G* znajduje się ponadto rurka trójdrożna *J*, posiadająca normalnie zamknięte odgałęzienie boczne, umożliwiające w razie potrzeby opróżnienie rury *A*.

W rurce *F*, zakończającej od dołu nasadkę *C*, są osadzane na odpowiednio długiej rurce *J* wymienne filtrosy *K*, służące do rozprowadzenia w rurze *A* powietrza doprowadzanego do rurki *J* z laboratoryjnego kompresora, poprzez zbiornik wyrównawczy, fleometr i wentyl zwrotny *L*.

Rura *A* połączona jest z osadnikiem *H* przewodem M, który odprowadza nadmiar zawartości rury *A* poprzez lejek odpowietrzający *N* do osadnika *H*. Przewód *M* składa się częściowo z rurki gumowej, na której umieszczony jest zacisk regulacyjny *O*. Ponadto w skład tego przewodu wchodzi rurka trójdrożna *P*, umożliwiająca pobór prób zawartości z rury napowietrzania. Scieki pozbawione zawiesiny osadu czynnego wypływają z osadnika *H* jednym z odpływów *R*, umieszczonym na odpowiedniej wysokości osadnika, zależnie od obciążenia aparatu ściekami i właściwości sedymentacyjnych danego osadu.

Zagęszczony osad czynny wypływa z dna osadnika *H* poprzez rurkę trójdrożną *S*, przewodem *T* do doprowadzenia *E* w zasadce *C* rury *A*. Przewód *T* jest sporządzony częściowo z rurki gumowej i wyposażony w zacisk regulacyjny *V*. Boczne odprowadzenie rurki trójdrożnej *S*, zamknięte zaciskiem regulacyjnym *W*, służy do odprowadzania nadmiaru osadu czynnego.

Od góry rura *A* zamknięta jest na szlifie nasadką *Z*, która służy do pobierania prób powietrza z rury *A* dla pomiarów respirometrycznych.

DZIAŁANIE APARATU

W powyższym aparacie rura napowietrzania *A* i dolna część osadnika *H*, połączone przewodami *M* i *T*, stanowią w normalnych warunkach pracy rury *A* samoczynny układ cyrkulacyjny, w którym obieg cieczy regulować można zaciskami na przewodach *M* i *T* ilością powietrza doprowadzanego do rury *A* oraz ustawieniem osadnika *H* względem rury *A*. Dwa ostatnie sposoby określają poziom wypełnienia cieczą rury *A*, a więc tym samym intensywność wypływu z niej cieczy do przewodu *M*.

W przeciwieństwie do tego, inne znane aparaty laboratoryjne do takich badań albo nie dają możliwości ciągłej recyrkulacji osadu czynnego, albo przeprowadza się w nich tę operację przy użyciu osobnej pompki mamutowej (Gańczarczyk 1957, Vosloo i Finsen 1957) lub kieszeniowej konstrukcji osadnika (Sierp 1926, Hatfield i Strong 1954).

Aparat niniejszy umożliwia przeprowadzanie doświadczeń przy bardzo różnym obciążeniu urządzenia. Wynika to m. in. z dopuszczalnych tu zmian objętości cieczy w osadniku przez odprowadzenie jej z niego jednym z kilku dopływów, umieszczonych na różnych wysokościach.

Regulację intensywności i charakteru napowietrzania ścieków z osadem czynnym przeprowadza się w tym aparacie przez regulację pracy kompresora i przez wymianę filtrów, które mogą mieć różną powierzchnię

czynną oraz różną wielkość i ilość otworów. Graniczną formą takich filtrów może być zastosowanie w ich miejsce pojedynczych rurek kapilarnych.

Zastosowanie płaszcza termostatycznego na rurze do napowietrzania ścieków może mieć znaczenie przy badaniach nad oczyszczaniem niektórych ścieków przemysłowych metodą osadu czynnego przy podwyższonych temperaturach. Celowość kontroli temperatury potwierdzają badania Moggio i Gehma (1953) oraz Amberga (1956), chociaż w przypadku ścieków miejskich podkreślana jest zdolność adaptacji osadu czynnego do zmian temperatury (Viehl 1934).

WNIOSKI

1. Opracowano aparaturę laboratoryjną do badań nad oczyszczaniem ścieków metodą osadu czynnego, odznaczającą się możliwością kontroli wpływu różnych czynników w szerokim zakresie na pracę osadu czynnego i wykonywania wszystkich potrzebnych do tego oznaczeń analitycznych.

2. Cechą charakterystyczną tej aparatury jest to, że układ naczyń połączonych — dolnej części osadnika i rury do napowietrzania — jest samoczynnym układem cyrkulacyjnym.

3. Zastosowany sposób zmieniania czynnej objętości osadnika przez odprowadzenie z niego odpływu na różnych wysokościach wypełnienia umożliwia obciążenie tej aparatury różną ilością ścieków.

LITERATURA

Amberg H., 1956: Aerobic fermentation of spent sulfite liquor for the production of protein concentrate animal feed supplement. *Bull. No 38, Eng. Exp. Sta., Oregon State Colege, Corvallis, Ore.*

Fohr P., Kagei E., 1954: Een eenvoudig laboratorium apparaat voor continuumbehandeling van afvalwater met geactiveerd slib. *Chem. weekbl.* **50:** 726.

Gańczarczyk J., 1957 a: Niektóre problemy oczyszczania ścieków w ZSRR. *Gaz, Woda Techn. Sanit.*, **31:** 150.

Gańczarczyk J., 1957 b: Uniwersalny aparat do badań laboratoryjnych nad oczyszczaniem ścieków metodą osadu czynnego. Zgłoszenie patentowe Nr 87938 z dnia 25 listopada 1957.

Hatfield R., Strong E., 1954: Small-scale laboratory units for continuosly fed biological treatment experiments. *Sewage Ind. Wastes*, **26:** 1255.

Łapszin M., 1952: Razrabotka sposobow oczystki stocznych wod. *Izdat. Akad. Nauk*, Moskwa.

Moggio W., Ghem H., 1953: Pilot plant for treatment of kraft mill wastes. *Sewage Ind. Wastes*, **25:** 305.

Sierp F., 1926: Eine Laboratoriumsversuchsanlage für belebten Schlamm. *Gesundh. Ing.*, **49:** 46.

Viehl K., 1934: Über den Einfluss der Temperatur und der Jahreszeit auf die biologische Abwasserreinigung. *Zentr. Bakter.* II **91:** 14.

Vosloo P., Finsen P., 1957: The application of the activated sludge process to the further purification of biological filter effluent. *Water Waste Treat. J.*, **6:** 348.

J. Gańczarczyk

AN ATTEMPT TO SELECT SUITABLE LABORATORY METHODS FOR THE EXAMINATION OF USEFULNESS OF ACTIVATED SLUDGE TREATMENT OF INDUSTRIAL WASTES

Summary

A simple, laboratory-scale apparatus for activated sludge treatment of industrial wastes was proposed (fig.). It is possible with the help of this apparatus to change freely any characteristic of the process (temperature, degree of aeration, velocity of flow ect.) under strictly controlled conditions. There is also the possibility of collecting the fluid or gas samples for analytical examinations without disturbing the process.

This apparatus is working on auto-regulatory basis: the velocity of the flow of waste liquor is self-regulated.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 157-164

J. Gańczarczyk

BADANIA NAD BEZTLENOWYM ROZKŁADEM KWASÓW LIGNINOSULFONOWYCH

Z Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych Instytutu Gospodarki Komunalnej w Gliwicach

WSTĘP

Biologiczny rozkład ługów posiarczynowych w środowisku beztlenowym był już przedmiotem szeregu badań. Benson i Partansky (1934) oraz Henry i Partansky (1935) studiowali proces ten w warunkach, gdy zachodzi on przy współudziale drobnoustrojów beztlenowych z osadów dennych zatoki morskiej oraz analogicznych organizmów z osadów dennych wód słodkich (Partansky i Benson 1936, Benson i Partansky 1936). W pierwszym przypadku stwierdzili oni, że w czasie długotrwałej fermentacji (do 310 dni) zachodzi rozkład cukrów zawartych w tych ługach w 85%. Ponieważ ilość węgla zawartego w wydzielającym się gazie przewyższała ilość pochodzącą z rozłożonego cukru przypuszczano, że rozkładowi ulegają również składniki ligninowe (Partansky i Benson 1936). Ci sami autorzy stwierdzili jednak tylko beztlenowy rozkład wszystkich składników organicznych ługów poza ligniną, która traciła przy tym tylko część grup metoksylowych. Przypuszczali oni ponadto, że grupy sulfonowe kwasów ligninosulfonowych nie ulegają naruszeniu przy takich przemianach.

Z powyższymi tezami pokrywają się również wyniki późniejszych badań Liebmanna (1939), który stwierdza szczególną odporność kwasów ligninosulfonowych na wszelkie przemiany biochemiczne.

Mimo że obserwowane w badaniach Bensona i współpracowników (1934, 1936) szybkości rozkładu związków organicznych, towarzyszących kwasom ligninosulfonowym w ługach posiarczynowych, są bardzo małe w normalnych warunkach „dzikiej" fermentacji beztlenowej, sposób ten, w zastosowaniu do unieszkodliwienia ścieków posiarczynowych, został opatentowany w Polsce przez Przyłęckiego w 1935 r.

W 1939 r. Sigora na podstawie doświadczeń laboratoryjnych patentuje sposób siarkowej fermentacji ługów posiarczynowych przez bakterie *Microspira desulfuricans* (*Desulfovibrio*) w obecności *Bacillus subtilis*. Fermentację tę przeprowadza się w roztworach ługów posiarczynowych, rozcieńczonych w stosunku 1 : 5, wzbogaconych w pożywki mineralne. Trwa ona 2-3 tygodni przy temperaturze 20° i prowadzi do wydzielenia się gazów zawierających H_2S i wytrącania się ze ścieków osadów zdesulfonowanej ligniny.

W ostatnich czasach Jonaš ze współpracownikami (1955) podali wyniki wstępnych badań nad lepszym sposobem przeprowadzenia takiej fermentacji. Uzyskał on w czasie 4-5-dniowego trzymania ługów posiarczynowych w temperaturze 30-40° przejście około 36% całej siarki zawartej w ściekach w formę siarkowodoru oraz równoczesne wytrącenie z roztworu do 40% substancji organicznych.

Celem niniejszej pracy było uzyskanie danych, dotyczących zachowania się kwasów ligninosulfonowych w środowisku alkalicznej fermentacji metanowej (Roediger 1956 a, b, Liebmann 1950). W celu uzyskania tych danych opracowano w pierwszej kolejności metodykę badań.

CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

Próby beztlenowego rozkładu kwasów ligninosulfonowych wykonano: 1. w roztworach ługu posiarczynowego (tab. I), 2. w roztworach ługu posiarczynowego pozbawionych nadmiernych ilości SO_2 i siarczynów przez neutralizację mlekiem wapiennym, 3. w roztworach soli wapniowych kwasów ligninosulfonowych wyodrębnionych z ługów na drodze dializy (Gańczarczyk 1957). Materiały te analizowano wg metodyki podanej przez Vogela (1948) z tym, że kwasy ligninosulfonowe oznaczono metodą nitrozoligninową wg Pearla i Bensona, zmodyfikowaną przez Gańczarczyka (1957).

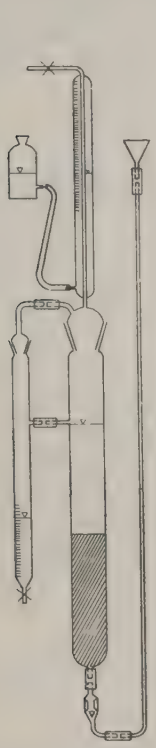
Tabela I

Skład ługu posiarczynowego
Composition of sulfite waste liquor

pH	4,8
Sucha pozostałość, dry mass	63 350 mg/l
Strata przy prażeniu, decrease after burning	53 540 „
Wapń jako Ca^{++}	3 200 „
Cukry redukujące, reducing sugars	12 400 „
Utlenialność, oxygen uptake	43 350 mg/l O_2
SO_2 wolny, SO_2 — free	1 184 mg/l
SO_2 związany, SO_2 — bound	1 856 „
Kwasy ligninosulfonowe, lignosulphonic acids	44 215 „

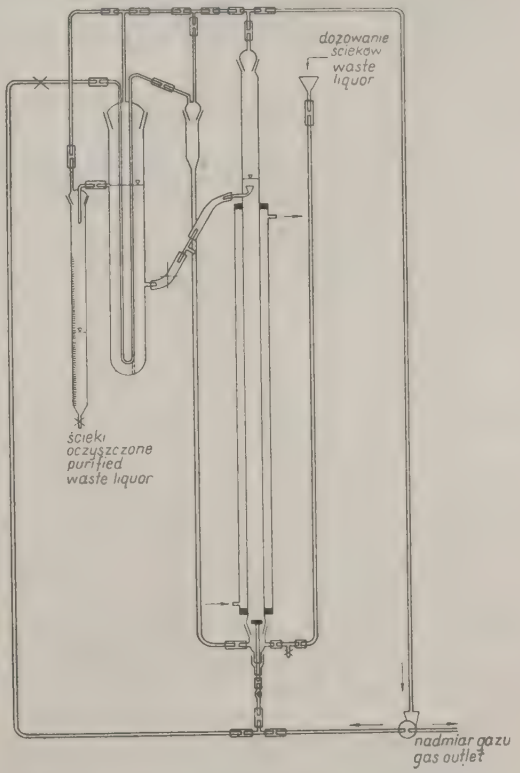
Przed rozpoczęciem fermentacji wymienionych roztworów wzbogacano je w azot i fosfor wg zalecenia Sawyera (1941).

Źródłem mikroorganizmów beztlenowych dla fermentacji były osady po mezofilnej metanowej fermentacji osadów ścieków miejskich. Próbki tych osadów pobierano z komór fermentacyjnych oczyszczalni ścieków miejskich w Gliwicach i wprowadzano do prób przeznaczonych do fermentacji.



Rys. 1. Aparat laboratoryjny do przeprowadzania fermentacji przy przepuszczeniu ścieków przez zawieszony osad

Fig. 1. Apparatus for anaerobic fermentation by filtration through fermenting sludge blanket



Rys. 2. Aparat laboratoryjny do przeprowadzania tzw. fermentacji kontaktowej

Fig. 2. Apparatus for contact anaerobic fermentation with recirculation of fermenting sludge

Fermentację wymienionych roztworów prowadzono trzema różnymi sposobami: 1) w butelkach 3-litrowych umieszczonych w termostacie wodnym i połączonych z odbieralnikami gazu, 2) w urządzeniu do fermentacji przy przepuszczaniu ścieków przez zawieszony osad z mezofilnej fermentacji (rys. 1) oraz 3) w urządzeniu do tzw.

„fermentacji kontaktowej", polegającej na utrzymaniu wysokiej turbulencji środowiska fermentacji oraz recyrkulacji osadów fermentacyjnych (rys. 2).

Pierwszy sposób przeprowadzania prób fermentacji jest powszechnie znany (Imhoff 1945, Łukinych i współpracownicy 1956), dwa pozostałe natomiast sposoby opracowano, opierając się na pracy Coultera i współpracowników (1957), Schroepfera i współpracowników (1955), Sawyera i Roya (1956) oraz odpowiednich typach aparatów Instytutu „Wodgeo" w Moskwie (Gańczarczyk 1957).

WYNIKI WSTĘPNYCH DOŚWIADCZEŃ

A. Fermentacja w butelkach. Do butelek fermentacyjnych wprowadzono po 200 ml osadu z komór po mezofilnej fermentacji osadów ze ścieków miejskich (po 2-godzinnym odstaniu) oraz po 2 l roztworów zneutralizowanych ługów posiarczynowych, zawierających zmienne ilości kwasów ligninosulfonowych i wzbogaconych w składniki mineralne. Butelki te przetrzymywano w termostacie wodnym w temperaturze 20-21° przez 72 dni.

Fermentowane roztwory zawierały kwasy ligninosulfonowe w ilości 1000, 2000, 3000, 5000, 10 000 i 15 000 mg/l. Dla kontroli rozcieńczono osad ścieków miejskich odpowiednią ilością wody destylowanej.

Przy fermentacji kwasów w butelkach, w stężeniu 1-3 g/l stwierdzono wydzielanie się gazów proporcjonalnie do stężenia substratu. Najsilniejsze wydzielanie się gazów obserwowano po 6-7 dniach, po czym intensywność tego procesu słabła. Fermentacja ustawała zazwyczaj po 36 dniach.

Przy stężeniu kwasów 5 g/l zaobserwowano intensywne wydzielanie się gazu dopiero po 48 dniach fermentacji; zjawisko to nie uległo wyraźnemu zahamowaniu do 72 dnia obserwacji.

Przy wyższych stężeniach wydzielanie się gazu nie było silniejsze niż w próbce kontrolnej. Różnice pozostawały w granicach błędu doświadczalnego.

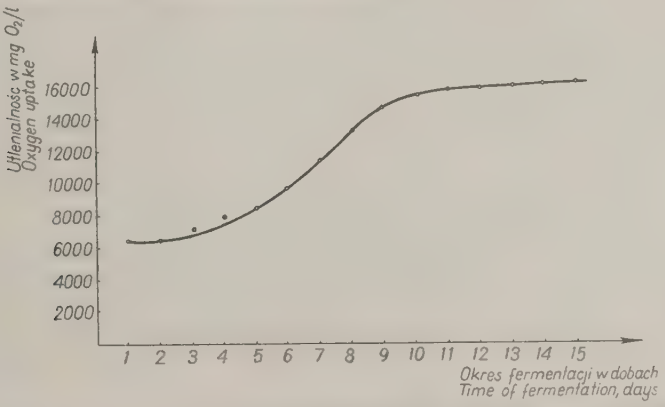
Niezależnie od tych obserwacji mierzono efektywność fermentacji w poszczególnych próbach przez oznaczenie spadku utlenialności odpowiednich roztworów. Uwzględniając przewidywany całkowity rozkład cukrów w takich warunkach, stwierdzano każdorazowo obniżkę utlenialności przypadającej na kwasy ligninosulfonowe w granicach 21,6% (przy stężeniach 1 g/l) do 16,% (przy stężeniach 15 g/l). Ten spadek utlenialności ścieków jest niezależny od ilości gazów powstających w czasie fermentacji.

W odbieralnikach gazów fermentacyjnych z poszczególnych prób, z wyjątkiem kontrolnej, stwierdzono obecność siarkowodoru. Średnia jego zawartość wynosiła około 2%, zaś zawartość metanu średnio 78%, a dwutlenku węgla 20%.

W dalszym ciągu doświadczeń poddano fermentacji, w takich samych warunkach jak poprzednio, roztwór soli wapniowych kwasów lignino-

sulfonowych, wyodrębnionych na drodze dializy z ługów posiarczynowych. Roztwór ten zawierający 2000 mg/l kwasów ligninosulfonowych wzbogacono obficie w pożywkę mineralną i zaszczepiono względnie małą ilością mikroorganizmów beztlenowych, zawierających bakterie redukujące siarczany. Wydzielający się przy tej fermentacji gaz zawierał znaczne ilości siarkowodoru, który mógł pochodzić tylko z rozkładu grup sulfonowych kwasów ligninosulfonowych.

B. Fermentacja przy przepuszczaniu ścieków przez zawieszony osad z fermentacji osadów ścieków miejskich. Badania prowadzono w aparacie przedstawionym na rysunku 1. Objętość czynna aparatury wynosiła 9 l. Fermentację prowadzono przy stałej temperaturze 38-40°.



Rys. 3. Utlenialność odcieków po fermentacji przy przepuszczaniu ścieków przez zawieszony osad

Fig. 3. Oxygen uptake of waste liquor after fermentation by filtration through sludge blanket

Do aparatu doprowadzono osad w ilości około 2 l, a następnie stopniowo dodawano ługi posiarczynowe, rozcieńczone wodą wodociągową w stosunku 3 : 5, zneutralizowane i wzbogacone pożywką mineralną. Utlenialność tego roztworu wynosiła 16 250 mg/l O_2.

W czasie fermentacji obserwowano zmiany utlenialności odcieków (rys. 3). Wartość *pH* fermentowanych ścieków wynosiła 7,2 i w odcieku wzrastała stale do 7,7. W czasie fermentacji obserwowano stopniowe zmniejszanie się ilości osadu aż do prawie całkowitego jego zaniku pod koniec doświadczenia. Mimo zaniku osadu nie zaobserwowano wzrostu utlenialności odcieków powyżej utlenialności fermentowanych ścieków.

Jak wynika z wykresu (rys. 3), przyczyną szybkiego zaniku początkowo bardzo znacznej sprawności tego procesu mogą być niewłaściwie dobrane

zbyt wysokie obciążenia urządzenia. Zapewne również zbyt krótki był okres zatrzymania ścieków w aparaturze (22,5 godz.).

Doświadczenia te będą kontynuowane.

C. Fermentacja kontaktowa. Wysoką turbulencję w aparacie do fermentacji kontaktowej utrzymano dzięki znacznej recyrkulacji gazów fermentacyjnych. Aparat uruchomiono przez wprowadzenie do niego gazu pochodzącego z komór mezofilnej fermentacji osadów ścieków miejskich w Gliwicach. Powstający nadmiar gazu odprowadzano przez odpowiednie zamknięcie wodne. Inokulum stanowił osad pofermentacyjny ścieków miejskich.

W czasie doświadczenia wytworzył się osad bakteryjny o własnościach fizycznych zbliżonych do tlenowego osadu czynnego (charakterystyczna budowa kłaczka, dobre właściwości sedymentacji, sorpcja zanieczyszczeń itd.). Osad ten jednak nie odznaczał się takimi właściwościami koagulacyjnymi, jak osad czynny, tak że w obecności powierzchniowo czynnych kwasów ligninosulfonowych ulegał często trwałemu rozdrobnieniu, nie usuwalnemu w osadniku aparatu. Dzięki temu obserwowano w takich przypadkach zanik osadu w aparacie, związany z odpowiednim dodatkowym zanieczyszczeniem ścieków przepuszczanych przez aparat.

Ponadto nie udało się w tym aparacie stale utrzymać środowiska całkowicie beztlenowego, prawdopodobnie wskutek zasysania małych ilości powietrza z atmosfery przez kompresor cyrkulacyjny gazów. Na skutek tego nie zachodziła tu redukcja siarczanów. Wyraźny rozkład kwasów ligninosulfonowych w tych warunkach miał więc zapewne inny mechanizm.

Doświadczenia niniejsze będą kontynuowane.

WNIOSKI

Na podstawie omówionych badań stwierdzono przy wszystkich trzech sposobach przeprowadzania fermentacji metanowej produktów zawierających kwasy ligninosulfonowe wyraźny biologiczny rozkład tych związków. Procesowi temu przy fermentacji w butelkach i fermentacji przy przepuszczaniu ścieków przez zawieszony osad fermentacyjny towarzyszyła również częściowa desulfonacja kwasów ligninosulfonowych, połączona z wydzieleniem się siarkowodoru. Przy trzecim sposobie zaś — fermentacji kontaktowej, proces przebiegał inną drogą, gdyż nie udało się utrzymać w aparacie stale środowiska całkowicie beztlenowego.

Przy fermentacji w butelkach stężenia kwasów ligninosulfonowych w substracie powyżej 5000 mg/l hamowały prawie całkowicie wydzielanie się gazu fermentacyjnego. Przy pozostałych sposobach przeprowadzania fermentacji podwyższona zawartość tych substancji wpływa niewątpliwie

na peptyzację żywych osadów, powodując w konsekwencji ich autolizę i zanikanie.

Intensywność omawianej fermentacji w butelkach jest tak niska że wyklucza możliwość zastosowania tego sposobu do praktycznego oczyszczania ścieków. Wydaje się, że sposoby przeprowadzania fermentacji przez przepuszczanie przez zawieszony osad fermentujący oraz metodą fermentacji „kontaktowej", przebadane na razie tylko w nikłym stopniu, rokują większe nadzieje. Właściwa ocena tych sposobów będzie tematem dalszych badań.

LITERATURA

Benson H., Partansky A., 1934: Sulfite waste; laboratory study of its anarobic decomposition when discharged into water bodies. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **20:** 542.

Benson H., Partansky A., 1936: The rate and extent of anaerobic decomposition of sulfite waste liquor by bacteria in sea water. *Ind. Eng. Chem.*, **28:** 738.

Coulter J., Soneda S., Ettinger M., 1957: Anaerobic contact process for sewage disposal. *Sewage Ind. Wastes*, **29:** 468.

Gańczarczyk J., 1957: Oznaczanie rozpuszczalnych w wodzie pochodnych ligniny za pomocą odczynnika Folin-Denisa. *Przegl. Papiern.*, **13:** 74.

Gańczarczyk J., 1957: Oznaczanie rozpuszczalnych w wodzie pochodnych ligniny metodą nitrozoligninową. *Przegl. Papiern.*, **13:** 140.

Gańczarczyk J., 1957: Niektóre problemy oczyszczania ścieków w ZSRR. *Gaz. Woda Techn. Sanit.*, **31:** 150.

Henry B., Partansky A., 1935: The rate and extent of anaerobic decomposition of sulfite waste liquor by bacteria of sea bottom mud. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **21:** 191.

Jonas V., Barta J., Gregr J., 1955: O možnostach použiti sirneho kwaseni pri cisteni sulfitowych louhu a vypalki. Vyskumny Ustav Promyslu Papierenskeho. Praha.

Imhoff K., 1945: Faulversuche in Flaschen. *Chem. Ztg.*, **1:** 12.

Liebmann H., 1939: Biologische und chemische Untersuchung bei Abbau von Sulfitablaugen. *Gesundh. Ing.*, **62:** 515.

Liebmann H., 1950: Zur Biologie der Methanbakterien. *Gesundh. Ing.*, **71:** 14, 56.

Lukinych N., Lipman B., Kowalewa E., 1956: Wlijanie sinteticzeskich powierchnostnoaktiwnych wieszczestw na oczistku stocznych wod. Izd. Kom. Chozj., Moskwa.

Przyłęcki H., 1935: Fermentacja metanowa roztworów ługów sulfitowych. *Patent Polski*, nr 22113.

Partansky A., Benson H., 1936: Anaerobic decomposition of sulfite waste liquor. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **22:** 153.

Roediger H., 1956: Die anaerobe alkalische Schlammfaulung. Oldenbourg Verl., München.

Sawyer C., 1941: Waste sulfite liquor sewage mixtures activated sludge treatment. *Ind. Eng. Chem.*, **33:** 411.

Sawyer C., Roy H., 1955: A laboratory evaluation of high rate sludge digestion. *Sewage Ind. Wastes*, **27:** 1356.

Schroepfer G., Fullen W., Johnson A., Ziemke N., Anderson J., 1955: The anaerobic contact process as applied to packinghouse wastes. *Sewage Ind. Wastes*, **27**: 460.
Sigora F., 1939: Schwefelfermentation von Sulfitablaugen. DRP. No 685. 777.
Vogel H., 1948: Sulfitzellstoffablaugen, Weps Verl., Basel.

J. Gańczarczyk

PRELIMINARY STUDIES ON ANAEROBIC DECOMPOSITION OF LIGNOSULFONIC ACIDS

Summary

The process of anaerobic decomposition of lignosulfonic acids in sulfite waste liquor solutions, by means of the microorganisms from digester sludge, was studied in following laboratory-units:

1. Conventional fermentation bottles
2. Fermentation tubes, acting by up-filtration trough fermentating sludge blanket
3. Fermentation tubes for contact anaerobic process (with high turbulence from gas recirculation and with recirculation of fermentating sludge).

The partial decomposition of lignosulfonic acids during the process was observed. The rate of this reaction was yet without practical value for the disposal of this industrial wastes in conventional digesters.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 165-168

K. Kluczycki

WYKORZYSTANIE SWOISTYCH BIOCENOZ Z FENOLOWYCH ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH DO BIOLOGICZNEGO ICH OCZYSZCZANIA. CZ. I

Z Katedry Biologii Sanitarnej Politechniki Śląskiej w Gliwicach

Skład chemiczny przemysłowych ścieków fenolowych jest bardzo złożony i różnorodny (Imhoff 1956, Meissner 1955, Swietlakowa 1955). Znajdują się w nich zarówno fenole pojedyncze jak i polifenole, a także liczne inne związki organiczne (węglowodory olefinowe, kwasy organiczne, ketony, alifatyczne połączenia azotowe, siarkowe oraz podobne połączenia cykliczne i wreszcie niektóre połączenia nieorganiczne, jak amoniak, siarkowodór, cyjanki, rodanki itp.).

Ten krótki rzut oka na chemiczną charakterystykę przemysłowych ścieków fenolowych daje od razu obraz trudności, na jakie będzie natrafiał proces ich biologicznego oczyszczania.

Różnorodność składu chemicznego ścieków wymaga racjonalnej metody stopniowej eliminacji czynników biologicznie toksycznych i doboru takich grup drobnoustrojów, które zdolne są rozkładać, względnie asymilować poszczególne części składowe tych ścieków (Kliunkow i współpracownicy 1954).

Badania nad rozkładem substancji fenolowych przez bakterie fenolowe przeprowadzili między innymi Kałabina (1934-1957), Putilina (1952), Bringmann (1954) Šolin (1955) oraz głównie Meissner (1953, 1955), stwierdzając dużą zdolność rozszczepiania fenoli np. przez *Bacterium fluorescens liquefaciens*. Meissner stwierdził, że polifenole w warunkach tlenowych rozkładają się tylko częściowo lub wcale się nie rozkładają, zamieniając się raczej w dość trwałe, silnie zabarwione związki chinonowe. Potwierdziły to badania własne autora. Według Meissnera nie ma specjalnych bakterii fenolowych a do rozkładu tych związków mogą się przystosować różne bakterie rozkładające proste połączenia węglowe jak cukry, kwasy organiczne, alkohole itp.

Przystosowanie aparatu enzymatycznego mikroorganizmów do rozkładu specjalnie trwałych i w większych stężeniach toksycznych związków fenolowych wymaga jednak długiego okresu czasu.

Jeżeli chodzi o ścieki fenolowe, zwłaszcza o dużej zawartości fenoli i wysokim BZT_5, to uchodzą one za abiotyczne. W rzeczywistości normalny obraz mikroskopowy wykazuje ślady mikroflory, a nawet mikrofauny swoistej.

Jak wykazały nasze kilkuletnie badania, są to właśnie mikroorganizmy, które wegetując przez długi okres czasu w bardzo trudnych dla nich warunkach życiowych, przestawiły swój aparat enzymatyczny na wykorzystywanie dla procesów asymilacji i dysymilacji związków fenolowych. Zespół ekologiczny mikroorganizmów ze ścieków fenolowych można nazwać „biocenozą swoistą".

Zastosowanie biocenoz swoistych zamiast czystych kultur do oczyszczania ścieków zapewnia stopniowy rozkład wszystkich ich składników.

Użycie biocenoz swoistych do oczyszczania ścieków fenolowych zamiast normalnie stosowanego dodatku ścieków miejskich lub też osadu czynnego z tych ścieków uniezależnia ponadto położenie oczyszczalni fenolowych od pobliskiego osiedla ludzkiego.

Metoda biocenoz swoistych nadaje się do oczyszczania ścieków zawierających fenole w ilości nawet do 1000 mg/l fenolu. Jak wykazały nasze laboratoryjne badania półciągłe, oczyszczanie ścieków zawierających 35-200 mg/l fenoli przebiega szybko w urządzeniu jednostopniowym, zaś ścieki zawierające 500-1000 mg/l fenoli powinny przejść przez urządzenia dwustopniowe.

W celu uzupełnienia w tych ściekach brakujących składników odżywczych dla drobnoustrojów uzupełnia się je solami amonowymi i fosforowymi. Według M a y e r a (1955) na rozłożenie 1 kg BZT_5 w ściekach fenolowych potrzeba około 60-80 g azotu oraz do 10 g P_2O_5. Według innych badaczy potrzeba 30-70 g azotu i 3,6-12,5 g P_2O_5. W naszych warunkach stosowaliśmy ilości najniższe. Potrzebną ilość składników odżywczych określić można na podstawie analizy chemicznej ścieków i osadu.

Biocenozę swoistą surowych ścieków fenolowych, często pobranych ze starych zbiorników ściekowych, hodowano zrazu w silnie przewietrzanych naczyniach Köllickera, następnie w kilkunastolitrowych dymionach. Po silnym rozwinięciu się biocenozy tych ścieków ożywiano z kolei doświadczalne złoże zraszane o średnicy około 7 m i wysokości około 1,20 m. wypełnione dobrym żużlem piecowym (szlaką) o średnicy ziarna około 0,5 cm. Ścieki doprowadzano kroplami, przy średnim obciążeniu złóż od 500 do 1000 g $BZT_5/m^3/d$.

Przeprowadzono dwie serie badań; jedną na ściekach o zawartości fenoli 35-200 mg/l przy *pH* 7,5-8,0 oraz utlenialności 250-1500 mg/l O_2,

zaś drugą na ściekach o zawartości fenoli 500-1000 mg/l, *pH* około 7,5 i utlenialności około 2000-16 000 mg l O_2. Metodą rozcieńczeń oznaczone BZT_5 tych ścieków nie odbiegało zbyt silnie od oznaczeń utlenialności.

Przed oczyszczeniem wszystkie próbki wykazywały wyraźne zmętnienie oraz dość intensywne zabarwienie czerwonobrunatne, świadczące o utlenianiu polifenoli. Zapach był swoisty — smołowo-fenolowy.

Rozwój populacji swoistych w tych ściekach następował stopniowo i zmieniał się z biegiem natleniania i zmiany stężenia fenoli w ściekach. Początkowo kontrolny obraz mikroskopowy wykazywał bardzo silny rozwój bakterii w postaci typowych dla tych ścieków diplobakterii oraz ruchliwych, krótkich pałeczek. Z kolei następował coraz silniejszy rozwój niezbyt jednak licznych rodzajów pierwotniaków. Ilościowy rozwój populacji bakteryjnych był proporcjonalny do stężenia fenoli w ściekach.

Ciekawe też było pojawienie się dość licznych populacji drożdży i pleśni na częściowo oczyszczonych ściekach. Fakty te świadczą, że wbrew opinii ogólnej fenolowe ścieki koksownicze stanowią stosunkowo dobre podłoże rozwojowe dla wielu grup drobnoustrojów, które mogą nadawać się do ich biologicznego oczyszczania (np. *Oidium lactis* — Šolin. 1955).

Pojawienie się pierwotniaków w oczyszczonych ściekach fenolowych było okresami masowe.

Po należytym ożywieniu się złóż, końcowy odciek z nich był zupełnie klarowny, bezbarwny, bez zapachu i posmaku fenolowego (często nawet po chlorowaniu). Utlenialność spadała często do 4-10 mg l O_2, a średnio wynosiła około 20-30 mg/l O_2. Zawartość fenoli w odcieku wyjątkowo dochodziła do 1-3 mg/l.

WNIOSKI

Korzyści, jakie stwierdzono przy stosowaniu biocenoz swoistych do oczyszczania ścieków fenolowych są następujące:

a) Niewrażliwość na duże nawet stężenia fenoli, przekraczające 1000 mg/l.

b) Obniżenie ogólnej ilości fenoli do granic nieszkodliwych dla planktonu (glony, dafnie) i spadek utlenialności o 96-99%.

c. Równomierny rozkład jedno- i polifenoli oraz innych organicznych związków towarzyszących.

Nie udało się jeszcze dotychczas oczyścić tą metodą bardzo ciemnych ścieków fenolowych z wytlewni, o wysokiej zawartości polifenoli. W procesach tlenowych następuje tu wytworzenie jakichś hamujących związków chinonowych i mimo bardzo intensywnego zrazu rozwoju swoistej biocenozy bakterii i pierwotniaków, proces oczyszczania ustaje dość szybko

i nie dochodzi do odbarwienia ścieków. Konieczne tu jest wstępne obniżenie ilości polifenoli metodami fizycznymi.

Trujące związki siarkowe i inne usuwa się ze ścieków przez wstępne przewietrzanie ścieków surowych.

LITERATURA

Bringman G., 1954: Versuche zum biologischen Abbau von Phenolen in Belüftungsverfahren durch Mikroorganismen der Gattung *Nocardia*. *Ges. Ing.*, **75**: 252.

Imhoff K.: Taschenbuch der Stadtentwässerung. Berlin, 1956.

Kałabina M. M., 1957: Sowremiennoje sostojanije biochimiczeskoj oczistki promyszlennych stocznych wod. w — „Ocz. prom. stoczn. wod" — Moskwa.

Kliunkow W. W., Rogowska S. J., Szwerson L. J., 1954: K woprosu obesfenoliwanija stocznych wod koksochimiczeskich zawodow putiom primienienija fenołrazruszajuszczych mikrobow. *Gig. Sanit.*, 36.

Mayer D., 1955: Biologické čištěni odpadnich vod fenolowých. *V. Hosp.* 7a : 18.

Meissner B., 1953: Über den biologischen Abbau der Phenole. *WW-WT.*, **3**: 470.

Meissner B., 1955: Untersuchungen über die Beseitigung Phenolhaltiger Abwässer durch biologische Reinigungsverfahren. *WW-WT.*, **5**: 82.

Putilina N. T., 1952: Obesfenoliwanije stocznych wod koksochimiczeskich zawodow putiom primienienija cz. k. fenołrazruszajuszczych mikrobow. *Gig. Sanit.*, 8.

Šolin, 1955: Biologické odbouráváni fenolů *E. coli* a plisněmi. *V. Hosp.*, **7a**: 23.

Swietlakowa M. N., 1955: Wlijanije razlicznych fenołow na organolepticzeskije swojstwa wody pri obezzarażiwaniu chłorom. *Gig. Sanit.*, 11.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 169-174

H. Nadziakiewicz i *J. Warzywoda*

USUWANIE SIARCZANÓW Z WÓD ŚCIEKOWYCH PRZEMYSŁU SZTUCZNYCH WŁÓKIEN WISKOZOWYCH NA DRODZE REDUKCJI BIOLOGICZNEJ

Z Instytutu Włókien Sztucznych i Syntetycznych w Łodzi

WSTĘP

Na tle ogólnej katastrofalnej sytuacji, w jakiej znalazła się obecnie nasza gospodarka wodno-ściekowa, zagadnienie oczyszczania ścieków z fabryk włókien sztucznych staje się sprawą coraz bardziej palącą. Zagadnienie to, mimo intensywnych prac w tym kierunku, nie znalazło dotychczas zadowalającego rozwinięcia technicznego.

Ścieki z fabryk włókien wiskozowych zawierają wiele składników działających szkodliwie na zbiorniki wód powierzchniowych. Działanie to polega z jednej strony na wytwarzaniu środowiska szkodliwego dla rozwoju flory i fauny odbiorników, z drugiej zaś strony na zanieczyszczaniu wód związkami powodującymi korozję i niszczenie urządzeń wodnych.

Szkodliwie na florę i faunę działają przede wszystkim siarkowodór, siarczki alkaliczne i inne związki siarki o charakterze redukującym, a także dwusiarczek węgla i siarczan cynku. Prócz tego celuloza, hemiceluloza i produkty ich rozpadu są przyczyną, między innymi, dużego zużycia tlenu rozpuszczonego w wodzie. Obecność ich w zbiornikach wodnych powoduje obniżenie zawartości tlenu na dużej przestrzeni na skutek stosunkowo powolnego rozkładu (Przyłęcki 1954, Treiber, Kleinert i Wincor 1954, Szarkow 1950, Kleinert i Wincor 1953).

Siarczan sodu, obecny w ściekach wiskozowych w dużych ilościach, stanowi duże niebezpieczeństwo dla obiektów betonowych (Grun 1947, Niesmiejanow 1954)

CHARAKTERYSTYKA ŚCIEKÓW WISKOZOWYCH

Ścieki z fabryk wiskozowych można ogólnie podzielić na trzy grupy: alkaliczne, obojętne i kwaśne.

Ścieki alkaliczne powstają głównie z ługu odpadkowego na stacji dializerów, poza tym na stacji ługów, w piwnicy wiskozy, z prania okładów filtracyjnych i przy desulfuracji włókna. Zawierają ług sodowy, hemicelulozę, siarczki alkaliczne i niewielkie ilości nierozłożonego ksantogenianu. Stanowią one około 30% ogólnej ilości ścieków.

Ścieki obojętne pochodzą z kotłowni, stacji oczyszczania wód, urządzeń chłodniczych i. in. Stanowią one również około 30% ogólnej ilości.

Ścieki kwaśne pochodzą z przędzalni i kwaśnej sali. Zawierają kwas siarkowy, siarczan sodu i siarczan cynku. Stanowią około 40% ogólnej ilości ścieków technologicznych.

Według bilansu sporządzonego na podstawie zużycia surowców, chemikalii i wody (Rosner i Pintowska 1956), średnio na 1 tonę produkcji dziennej przypada łącznie około 464 m^3 ścieków, z czego około 188 m^3 stanowią ścieki kwaśne. Zawierają one około 263 kg kwasu siarkowego, 758 kg siarczanu sodu i 18 kg siarczanu cynku.

Obliczenia powyższe wykonano przy założeniu recyrkulacji wody i krystalizacji siarczanu sodu. W praktyce jednak, na skutek nieuporządkowanej gospodarki wodnej oraz różnych zakłóceń, liczby te kształtują się nieco inaczej, różnie dla różnych fabryk, zarówno co do ogólnej ilości ścieków jak i zawartości siarczanów w ściekach.

W normalnym przebiegu cyklu produkcyjnego ścieki ogólne na ogół są kwaśne (*pH* około 3); temperatura ich wynosi niekiedy powyżej 30°.

Oczyszczanie ścieków przemysłu włókien wiskozowych jest bardzo niedoskonałe. Ścieki z różnych oddziałów produkcyjnych neutralizuje się przy pomocy wapna i sprowadza kolektorami do wspólnych zbiorników. W odstojnikach pozbawia się je zanieczyszczeń stałych, następnie odprowadza do odbiorników wód powierzchniowych. Napowietrzanie i chlorowanie nie wyszły jeszcze poza zakres operacji doświadczalnych.

Z operacji tych jedynie neutralizacja wapnem ma wpływ na zawartość siarczanów. W wyniku reakcji pomiędzy kwasem siarkowym a wapnem powstaje trudno rozpuszczalny siarczan wapnia, który osadza się w odstojnikach. Przybliżona ocena *pH* ścieków daje wskazówki dotyczące dozowania wapna, którego dodaje się tylko tyle, by zobojętnić wolny kwas siarkowy. Cała zaś ilość siarczanu sodu nie wpływającego praktycznie na *pH*, przechodzi ze ściekami do odbiorników wód powierzchniowych.

Przed zobojętnieniem ścieki kwaśne miesza się z alkalicznymi, które zobojętniają poważną część kwasu siarkowego, tworząc siarczan sodu. W rezultacie, w procesie zobojętniania wapnem, tylko znikoma część jonów siarczanowych zostaje usunięta z roztworu jako $CaSO_4$.

Usuwanie siarczanów przez przeprowadzanie jonów SO_4'' w połączenia nierozpuszczalne w wodzie, nie wytrzymuje kalkulacji ekonomicznej.

Jedynie na drodze mikrobiologicznej można znaleźć technologicznie zadowalające rozwiązanie tego problemu.

W pracy niniejszej podjęto próbę opracowania metody oczyszczania ścieków od siarczanów przez beztlenową ich redukcję do siarkowodoru.

BADANIA WŁASNE

Bakterie beztlenowe, wykorzystujące siarczany jako źródło tlenu, odkrył i wyosobnił Beijerinck w 1895 r. Bakterie takie znajdują się w przyrodzie wszędzie, gdzie zachodzą procesy beztlenowe: w glebie, bagnach, podmokłych łąkach, ściekach itd.

W celu wyhodowania bakterii do zaszczepienia ścieków wiskozowych pobrano próbki mułu z miejsc, w których należało oczekiwać istnienia poszukiwanych bakterii.

Jako podłoże do rozwoju kultur użyto pożywkę o składzie:

sól Seignette'a	5 g
asparagina	2 g
$MgSO_4$	2 g
KH_2PO_4	1 g
$FeSO_4$	0,2 g
H_2O	1000 ml

Do hodowli zastosowano kolby stożkowe, zaopatrzone w zamknięcia fermentacyjne, w celu zebezpieczenia zawartości przed dostępem tlenu z powietrza.

Hodowlę prowadzono w warunkach względnie beztlenowych i niesterylnych. Pożywkę w naczyniach zaszczepiono próbkami mułu i umieszczono w inkubatorze, utrzymując temperaturę 30°. W tych warunkach możliwości rozwijania się miały przede wszystkim bakterie beztlenowe, utleniające substancje organiczne kosztem redukcji siarczanów.

Z wszystkich zasianych próbek otrzymano hodowle. Po 7-10 dniach zaobserwowano intensywne ściemnienie roztworów, spowodowane wytworzeniem się czarnego osadu siarczku żelaza, powstałego przez działanie wytworzonego siarkowodoru na siarczan żelazawy.

Rozwój kultur śledzono na preparatach mikroskopowych utrwalanych alkoholem etylowym i barwionych fuksyną karbolową. Po około 7 dniach mikroflora hodowli była prawie jednorodna.

Bakterie te zidentyfikowano wg klucza Bergeya (1948) jako *Desulfovibrio desulfuricans*. Mają one kształt powyginanych pałeczek o wymiarach 0,1×1,5 μ i posiadają rzęskę biegunową.

Optymalna temperatura ich rozwoju wynosi 25-30°, optymalne *pH* 6-7,5.

Pierwsze próby redukcji siarczanów przez bakterie wykonano na roztworach przygotowanych w laboratorium. Sporządzono podaną pożywkę z tym, że składniki rozpuszczano nie w wodzie, lecz w roztworach siarczanu sodu o różnych stężeniach. Pożywkę zaszczepiano 1 ml roz-

winiętej hodowli bakterii i inkubowano jak poprzednio, pobierając co pewien czas próbki i oznaczając w nich wagowo SO_4".

Pełny rozwój bakterii występował w tych próbach po trzech dniach. Do stężenia 5 000 mg/l SO_4 nie zaobserwowano żadnych zakłóceń w normalnym rozwoju bakterii. Postęp procesu redukcji ilustruje tabela I.

Tabela I

Dzień	1	4	5	7	9	11	14
Próba	zawartość siarczanów w mg/l SO_4						
1	819	705	637	482	327	290	230
2	1 035	811	—	—	—	314	—
3	2 876	2 455	—	2 266	1 608	1 306	

Ponieważ ścieki wiskozowe zawierają sole cynku, które hamują rozwój bakterii, wykonano próby hodowli na pożywce zawierającej różne ilości siarczanu cynku. Stwierdzono, że do stężenia około 100 mg/l $ZnSO_4$ rozwój bakterii przebiega bez zakłóceń, natomiast wyższe stężenie wstrzymuje ich rozwój.

Przeprowadzono próby hodowli bakterii redukujących siarczany na ściekach wiskozowych po doprowadzeniu ich do odpowiedniego *pH*, ale bez dodawania pożywki. Próby dały wynik negatywny; bakterie nie rozwijały się.

Analogiczne próby na ściekach z dodatkiem asparaginy dały rezultat pozytywny. Bakterie rozwijały się normalnie, roztwór ciemniał wydzielając siarkowodór.

Należało więc znaleźć substancję tanią i łatwo dostępną, która doprowadzona do ścieków wiskozowych umożliwiałaby normalny rozwój bakterii redukujących siarczany. Substancji takich należało szukać w pierwszym rzędzie w ściekach i produktach odpadkowych przemysłu spożywczego. Przeprowadzono więc próby na ściekach browarniczych, zawierających białko, peptony i szereg aminokwasów, wśród nich także asparaginę.

Próby wykonano w ten sposób, że ścieki wiskozowe mieszano w różnych stosunkach objętościowych ze ściekami browarniczymi i po doprowadzeniu mieszaniny do odpowiedniego *pH* zaszczepiono je bakteriami.

Stwierdzono, że już od stosunku ścieków browarniczych do ścieków wiskozowych jak 1 : 10 następował rozwój bakterii. Roztwór ciemniał i wydzielał się siarkowodór, zawartość siarczanów w roztworze malała.

W celu zbadania przebiegu redukcji mieszano oba rodzaje ścieków w różnych stosunkach, zaszczepiano wyhodowaną kulturą i inkubowano jak poprzednio. Z roztworu co pewien czas pobierano próbkę i oznaczano zawartość siarczanów.

Osiągnięty przeciętny postęp redukcji w próbkach przy stosunku ścieków browarniczych do wiskozowych 1 : 3 ilustruje tabela II.

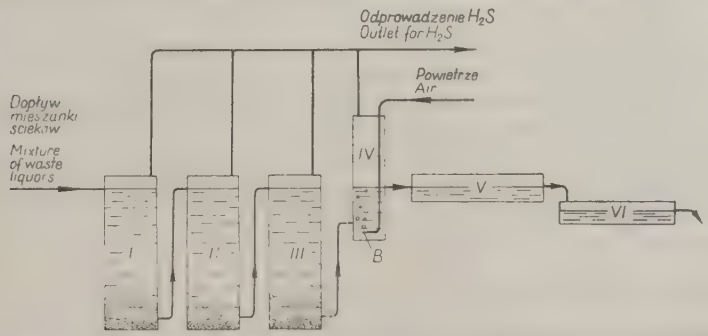
Tabela II

Dni	1	4	6	14
SO_4'' mg/l	1 378	1 121	1 056	640
SO_4'' %	100	81	76	44

Liczby te wskazują, że przez wzbogacenie ścieków siarczanowych w substancje organiczne zawarte w ściekach browarniczych można stworzyć korzystne warunki dla przeprowadzenia procesu biologicznej redukcji siarczanów.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

W ciągu 14 dni uzyskano spadek zawartości siarczanów o 56% zawartości wyjściowej. Nie jest to wynik ostateczny. Wyniki uzyskane w opi-



Schemat stacji mikrobiologicznego oczyszczania wód ściekowych od siarczanów

Treatment of sulphate containing waste liquors

I, II, III — zbiorniki fermentacji beztlenowej
anaerobic process (reduction of sulphate)

IV — napowietrzanie
aeration

B — bełkotka
air outlet

V, VI — fermentacja tlenowa
aerobic process

sanych badaniach mają charakter jakościowy, nie należy ich więc interpretować liczbowo. Dowodzą one tylko, że przez zmieszanie ścieków siarczanowych z niektórymi ściekami przemysłu spożywczego można stworzyć środowisko odpowiednie dla rozwoju *Desulfovibrio desulfuri-*

cans, w którym proces redukcji siarczanów do siarkowodoru przez te bakterie może być wykorzystany dla celów technologicznych.

Ponieważ nie ma dotychczas innej metody, przy pomocy której można by oczyszczać ścieki od siarczanów, zadaniem tej pracy było raczej postawienie zagadnienia i zapoczątkowanie prac nad technologicznym wykorzystaniem biologicznej redukcji siarczanów.

Projekt stacji biologicznego oczyszczania ścieków siarczanowych przedstawia schematycznie rysunek 1.

WNIOSKI

1. W celu stworzenie odpowiedniego środowiska dla rozwoju *Desulfovibrio desulfuricans* należy ścieki siarczanowe wzbogacić w substancje odżywcze. Surowe ścieki siarczanowe nie nadają się jako środowisko dla rozwoju tych bakterii.

2. Jako domieszki odżywcze dla *Desulfovibrio desulfuricans* służyć mogą niektóre ścieki przemysłu spożywczego (np. ścieki browarnicze).

3. Zawartość siarczanu sodu do stężenia 5000 mg SO_4'' na litr nie zakłóca normalnego rozwoju bakterii.

4. Zawartość siarczanu cynku powyżej stężenia 100 mg $ZnSO_4$ na litr działa hamująco na rozwój tych bakterii.

5. Redukcja siarczanów do siarkowodoru przez bakterie typu *Desulfovibrio* jest jedyną metodą, dającą przy obecnym stanie technologii możliwość oczyszczania ścieków od siarczanów.

H. Nadziakiewicz and *J. Warzywoda*

THE REMOVAL OF SULPHATES BY BIOLOGICAL PROCESS FROM SEWAGE FROM SYNTHETIC FIBERS FACTORY

Summary

The high content of sulphates in sewage from synthetic fibers factory made them unsuitable for normal biological purification process.

It is the preliminary report on the application of biological sulphate reduction process for removal of sulphates. Strain of *Desulfovibrio* was isolated and its activity in this respect examined in laboratory conditions.

In pure sewage from synthetic fibers factory no growth of *Desulfovibrio* was observed. Good growth and relatively rapid reduction of sulphates was noted when this sewage was enriched with waste liquor from brewery. No inhibition of bacterial growth was observed when concentration of sodium sulphate was not higher than 5000 mg/l. *Desulfovibrio* was much more susceptible to zink sulphate.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 175-179

R. Thom, J. Głowacki i *W. Srzednicka*

OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW MLECZARSKICH METODĄ OSADU CZYNNEGO

Z Instytutu Przemysłu Mleczarskiego w Warszawie

WSTĘP

Ścieki mleczarskie należą do ścieków o dużym stopniu zanieczyszczenia. Zasadniczymi składnikami zanieczyszczeń są związki organiczne, występujące w mleku: laktoza, białko i tłuszcz. Spośród tych substancji najtrudniejsza do usunięcia jest laktoza, stanowiąca główne źródło trudności przy opracowywaniu skutecznej i ekonomicznej metody oczyszczania ścieków mleczarskich. Chemiczne metody oczyszczania dają nie zadowalające wyniki, na ogół nie przekraczające 50% BZT_5 początkowego. Dlatego coraz częściej zakłady mleczarskie stosują biologiczne oczyszczanie ścieków.

Wśród sposobów biologicznego oczyszczania ścieków mleczarskich coraz więcej uwagi poświęca się obecnie metodzie bakteryjnego osadu czynnego. Wydawało się więc celowe sprawdzenie możliwości oczyszczania mleczarskich wód odpływowych za pomocą osadu czynnego. Jako pierwszy etap tej pracy wykonano próby w skali laboratoryjnej.

CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

Celem laboratoryjnych prac doświadczalnych było ustalenie warunków powstawania odpowiedniego osadu i zbadanie wpływu różnych parametrów technologicznych na wynik procesu oczyszczania (*pH*, temperatura, ilość osadu, ilość dostarczonego powietrza, sposób i czas napowietrzania).

Jako miarę stopnia oczyszczania ścieków przyjmuje się na ogół spadek BZT_5. W naszej pracy metoda ta była nieprzydatna, ponieważ na wynik oznaczenia trzeba czekać 5 dni. Posługiwano się więc oznaczeniem całkowitego zapotrzebowania che-

micznego tlenu (*ChZT*) wg Eldrige'a (1942). Wyniki tych oznaczeń stanowią porównywalne wielkości względne, odzwierciedlające zmiany zanieczyszczenia badanych wód odpływowych. Odtwarzalność wyników jest całkowicie zadowalająca. Wielką zaletą tej metody jest możliwość uzyskania wyników w ciągu 20 minut. Według danych amerykańskich nie ma ścisłej korelacji pomiędzy BZT_5 i *ChZT*. Stwierdzono jednak, że BZT_5 można przyjąć za równe około 68% *ChZT*.

Badania prowadzono z normalnym, świeżym mlekiem pełnym rozcieńczonym w stosunku 1 : 100, co w przybliżeniu odpowiada przeciętnemu zanieczyszczeniu mleczarskich wód odpływowych, nie zawierających serwatki.

Napowietrzanie przeprowadzono w naczyniach otwartych o pojemności 8 i 30 l, wtłaczając powietrze pod ciśnieniem lub też za pomocą pomp wodnych próżniowych.

W takiej hodowli stale napowietrzanej w temperaturze pokojowej, po kilku do kilkunastu dniach pojawiały się początkowo białe, później lekko żółknące kłaczki, opadające szybko po zatrzymaniu dopływu powietrza. Mętny początkowo płyn przy opadaniu kłaczków stopniowo klarował się.

Po otrzymaniu dostatecznej ilości łatwo opadającego osadu przerwano napowietrzanie. Znad osadu zlano sklarowaną ciecz i rozpoczęto właściwy proces oczyszczania.

Osad zalewano nową porcją rozcieńczonego mleka, określano *ChZT*, ilość osadu (półgodzinna dekantacja w cylindrze miarowym na 100 ml), *pH* i wznawiano nawietrzanie hodowli. Po upływie przewidzianego czasu przerywano dopływ powietrza i wykonywano te same pomiary co na początku doświadczenia. Po opadnięciu osadu sklarowaną ciecz zlewano i zastępowano nową partią świeżego, rozcieńczonego mleka.

Łącznie przeprowadzono 30 cykli oczyszczania, zmieniając kolejno temperaturę (w zakresie 10-25°), ilość osadu (5-25%), czas napowietrzania (4-22 godz) oraz sposób doprowadzania powietrza. Do napowietrzania stosowano najpierw rurki gumowe dziurkowane, doprowadzając powietrze w ilości 5 l/godz/litr ścieków. W dalszej części doświadczeń stosowano pompę tłoczącą powietrze w ilości 20-75 l/godz/litr ścieków. Wreszcie wypróbowano zwykłe laboratoryjne wodne pompy próżniowe zasysające 1-4 l powietrza/godz /litr ścieków.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

Po 4 godzinach napowietrzania otrzymywano efekty oczyszczania wyrażające się obniżeniem *ChZT* przeciętnie o 54% (wahania od 34 do 70%). natomiast po 18-22 godzinach dopływu powietrza średnie obniżenie *ChZT* wynosiło 80% (wahania od 60 do 95%). Przy właściwym prowadzeniu procesu napowietrzania oczyszczony płyn był klarowny i bez zapachu.

Wobec dużej ilości czynników wpływających na wynik procesu oczyszczania nie udało się uchwycić ścisłej zależności pomiędzy temperaturą

a wielkością obniżenia *ChZT*. Otrzymywano jednak dobre wyniki oczyszczania nawet w stosunkowo niskich temperaturach (15° i poniżej).

Zmniejszenie stopnia zanieczyszczenia badanego płynu jest proporcjonalne do ilości osadu czynnego. Już przy początkowej zawartości osadu 6-8% w temperaturze pokojowej osiągnięto obniżenie *ChZT* o przeszło 80% w ciągu 18 godzin napowietrzenia. *pH* świeżego płynu w czasie trwania normalnie przebiegającego procesu oczyszczania wynosiło w przybliżeniu 7.

Najwyższy stopień wykorzystania doprowadzonego tlenu otrzymywano za pomocą wodnych pomp próżniowych, dostarczając 1-4 litrów powietrza/godz./litr płynu. Jeżeli założymy za P o r g e s e m (1956), że dla całkowitego usunięcia ze ścieków 1 kg suchej masy mleka potrzeba 1,25 kg rozpuszczonego tlenu, to ilość powietrza potrzebna do usunięcia ze ścieków 1 kg suchej masy wynosi około 80 m^3. Według danych H a u n e r a (1952) i E l d r i g e' a (1942), odpowiednia ilość potrzebnego powietrza wynosi 83-92 m^3 lub 79 m^3, przy założeniu, że $BZT_5 = 0{,}68$ *ChZT*.

Dostarczając powietrze w ilości około 5 l/godz/litr płynu przy użyciu dziurkowanych rurek gumowych osiągnięto średni stopień wykorzystania doprowadzonego tlenu, wynoszący 1,95% przy 18 godzinach napowietrzania.

Najgorsze pod tym względem wyniki otrzymano wtłaczając powietrze w ilości 20-75 l/godz/litr płynu (stopień wykorzystania przy 4-godzinnym napowietrzaniu przeciętnie 1,35%, przy 22-godzinnym napowietrzaniu —0,18%).

Najlepiej wykorzystywany był tlen w tych przypadkach, w których ładunek zanieczyszczeń w gramach *ChZT* był największy. Wówczas spadek *ChZT* w jednostkach bezwzględnych okazał się maksymalny.

WNIOSKI

1. Stosowanie czynnego osadu bakteryjnego, wytwarzającego się przy hodowli napowietrzanej naturalnej mikroflory w mleku rozcieńczonym (1 : 100) umożliwia uzyskanie zadowalających wyników oczyszczania płynu w ciągu jednej doby.

W obecności dostatecznej ilości czynnego osadu bakteryjnego (minimum 6-8%), w temperaturze pokojowej, osiąga się bez trudu spadek zawartości zanieczyszczeń płynu o 80% i powyżej (w stosunku do zawartości początkowej).

2. Szybkość procesu rozkładu zanieczyszczeń przeprowadzanego przez osad czynny jest bardzo duża w początkowej fazie (w ciągu 4 godzin spadek *ChZT* o około 50%), a maleje ku końcowi procesu.

W związku z tym ilość tlenu zużywanego przez mikroorganizmy rozkładające substancje organiczne nie jest stała w czasie trwania całego cyklu oczyszczania. Jest ona znacznie większa w pierwszych godzinach

procesu, aniżeli w etapach późniejszych. W wyniku tego, na początku procesu zawartość tlenu w napowietrzanych ściekach chwilami spada do zera.

3. Bardzo duże znaczenie dla procesu oczyszczania ma sposób doprowadzenia powietrza do oczyszczanych wód. Sposób ten musi zapewnić rozpuszczenie dostatecznej ilości tlenu oraz dobre wymieszanie go z osadem czynnym i zanieczyszczeniami zawartymi w płynie. Z drugiej strony doprowadzenie nadmiernej ilości powietrza nie tylko nie poprawia wyników oczyszczania, ale może spowodować rozbicie kłaczków osadu i tym samym poważnie obniżyć efekt oczyszczania. Najbardziej skutecznym i ekonomicznym sposobem napowietrzania wydaje się stosowanie smoczków wodnych, zasysających powietrze z atmosfery.

Ponieważ wykorzystanie tlenu doprowadzonego jest tym lepsze, im większa jest wartość zanieczyszczeń w płynie (przy stałej objętości), celowe wydaje się, w razie stosowania tej metody w mleczarniach, rozdzielenie wód zanieczyszczonych i wód stosunkowo czystych (np. z chłodzenia). Ilość powietrza dostarczonego powinna być regulowana w ten sposób, aby po zakończeniu pierwszej fazy cyklu oczyszczania (4–6 godz.) dalsze napowietrzanie było dostosowane do zmniejszonego zapotrzebowania tlenu przez osad.

Wyniki niniejszej pracy, które należy uważać za orientacyjne, będą sprawdzone na budowanym obecnie urządzeniu doświadczalnym w skali półtechnicznej.

LITERATURA

Eldrige E. F., 1942: Industrial waste treatment practice, New York—London.

Hauner G. E., 1952: Successful treatment of dairy wastes by aeration. *Sew. Ind. Wast.*, **24**: 1271.

Porges N., 1950: Biochemical oxidation of dairy wastes I. Methods of study. *Sew. Ind. Wast.*, **22**: 318.

Porges N., 1956: Waste treatment by optimal aeration — Theory and practice in dairy waste disposal. *Milk Food Technol.*, **19**: 34.

R. Thom, J. Głowacki und *W. Srzednicka*

REINIGUNG VON MOLKEREIABWÄSSERN MIT BELEBTSCHLAMM

Zusammenfassung

In einer Reihe von Laborversuchen mit Belebtschlamm zur Reinigung von Molkereiabwässern wurde der Einfluss des *pH*, der Temperatur, der Schlamm- und Luftmenge, sowie der Art der Luftzuführung auf den Reinigungseffekt geprüft.

Gute Reinigungsresultate (über 80% des anfänglichen Verschmutzungsgrades) konnten schon bei einer Schlammenge von 6 bis 8% und bei Temperaturen unter 15°C erzielt werden.

Beste Ausnutzung des zugeführten atmosphärischen Sauerstoffs (5,9% bei 18 Std Belüftung) ergab sich beim Ansaugen der Luft durch gewöhnlichen, mit dem umlaufenden Abwasser betriebenen Laborvakuumpumpen. Weniger ergiebig erwies sich die Einführung von Luft unter Druck. Übermässig intensive Belüftung wirkte sich insofern ungünstig aus, weil die Schlammflocken bei Unterbrechung der Luftzufuhr in der Schwebe blieben und somit den Reinigungseffekt bedeutend herabsetzten.

Bei Festlegung anderer Wirkungsfaktoren war die Sauerstoffausnutzung besser bei stärker verschmutztem Abwasser, als für niedrigere Verunreinigungsgrade.

Bei der Belüftung von künstlich erzeugtem Molkereiabwasser konnte schon durch 4 Std. Luftzufuhr im Durchschnitt ca 50% der darin enthaltenen Trockenmasse entfernt werden. Die weitere Reinigung ging bedeutend langsamer vor sich und erreichte nach 18-22 Std. bei einer Zimmertemperatur bis zu 95% der anfänglichen Belastung.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 181-184

S. Kołaczkowski, J. Kowalczyk i *Z. Żukowski*

CHLOROWANIE ŚCIEKÓW W SANATORIACH PRZECIWGRUŹLICZYCH CZ. I. ZALEŻNOŚĆ PRZEŻYWALNOŚCI PRĄTKÓW OD STĘŻENIA CHLORU I CZASU JEGO DZIAŁANIA

Z Laboratorium Kolejowej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Poznaniu
i Zakładu Badawczego Ochrony Wód IGK w Poznaniu

WSTĘP

Na temat dezynfekcji ścieków z sanatoriów przeciwgruźliczych istnieje wiele publikacji w literaturze zagranicznej. W naszej literaturze nie znaleziono żadnej oryginalnej pracy na ten temat. Tymczasem rozwiązanie tego zadania stało się palące.

Żywotność prątków gruźlicy w ściekach i wodach dochodzi do kilku miesięcy.

Z różnych metod dezynfekcji ścieków sanatoryjnych praktyczne zastosowanie znajduje obecnie jedynie chlorowanie ścieków.

Technika chlorowania wody i ścieków jest stosunkowo prosta i od dawna stosowana. Trudność stanowi ustalenie dawki chloru i czasu kontaktu potrzebnego dla zabicia prątków gruźlicy w ściekach oraz usunięcie nadmiaru chloru ze ścieków przed wprowadzeniem ich do odbiornika.

Według danych niektórych badaczy (Sollazzo 1935, Barons 1937, Jensen 1948, Schmidt 1952, Bergsman i Vahlne 1952) najodpowiedniejszą dawkę chloru stanowi około 20 mg chloru na litr, przy działaniu przez ca 120 minut. Inni badacze (Conroy, Conroy i Laind 1942, Jensen i Jensen 1942, Heicken 1956, Greenberg i Kupka 1957) podają, że wystarczy dawka około 10 mg chloru na litr, działająca przez 60 minut. Celem niniejszej pracy było ustalenie odpowiednich dawek i czasu działania chloru w ściekach dla zabicia w nich prątków gruźlicy ludzkiej.

Na temat usunięcia nadmiaru chloru ze ścieków lub uniknięcia tego nadmiaru z uwagi na odbiorniki ścieków, którymi są zazwyczaj niewielkie

strumienie lub rzeki, nie znaleziono w literaturze żadnych danych. Dla rozwiązania powyższych trudności ustalono następujący program badań:

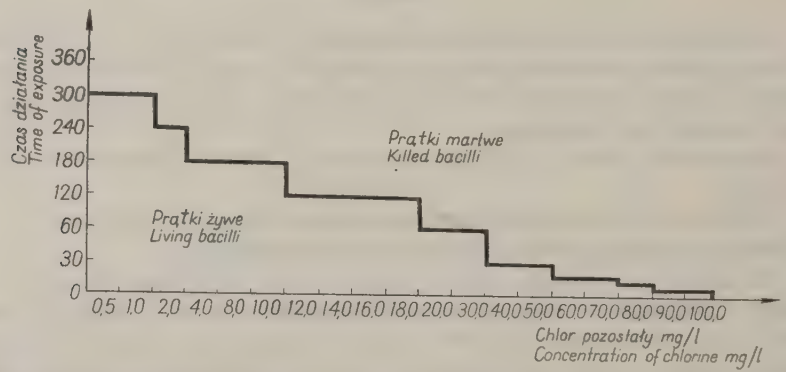
1. Ustalenie niezbędnego stężenia chloru i czasu kontaktu potrzebnego do zabicia prątków gruźlicy ludzkiej w zawiesinie wodnej o znanym stężeniu w temperaturach 10, 15 i 20° przy różnych *pH;*

2. Ustalenie dawek chloru potrzebnych do dezynfekcji ścieków wg ustalonych warunków oraz opracowanie danych do technicznego rozwiązania dezynfekcji z uwzględnieniem wymagań dotyczących ochrony odbiornika ścieków.

Niniejszy komunikat dotyczy części pierwszej badań i zawiera wyniki chlorowania w 20°.

METODA BADAŃ

Do badań stosowano zawiesinę prątków gruźlicy ludzkiej w wodzie wodociągowej, sterylizowanej w autoklawie w ciąu 20 minut przy temperaturze 128°. Stężenie prątków wynosiło 190 000 komórek na 1 ml. Żywotność i zjadliwość prątków oznaczano biologicznie i cytochemicznie wg metod opracowanych przez Instytut Gruźlicy (Buraczkowska i współpracownicy 1957).



Zależność przeżywalności prątków gruźlicy ludzkiej od stężenia chloru i czasu kontaktu w temperaturze 20°

Viability of tubercle bacilli; relationship to concentration of chlorine and time of exposure

W celu ustalenia ilości chloru wiązanego przez zawiesinę bakterii wykonano serię pomiarów wg metody zalecanej przez Justa i Hermanowicza (1956). *pH* zawiesiny prątków wynosiło 7,2, utlenialność (oznaczona metodą alkaliczną) — 6,3 mg/l O_2, zawartość chlorków (jako Cl') — 28,4 ml/l.

Znając zapotrzebowanie chloru „zawiesiny" przystąpiono do badań nad żywotnością prątków. W tym celu 100 ml „zawiesiny" zadawano ustaloną dawką chloru. Po określonym czasie przerywano działanie chloru dodając obliczoną dawkę tiosiarczanu sodu a następnie zawiesinę odwirowywano przez 15 minut (przy 3000

obrotów na minutę) i posiewano na podłoże płynne wg Śuli oraz na pożywkę stałą wg Löwensteina i Jensena. W celu zmniejszenia zarastania posiewów przez nieswoistą florę bakteryjną do materiału przygotowanego do wysiania dodawano penicylinę w ilości 100 jedn/ml podłoża. Dla kontroli wzrostu na podłożu płynnym (mikrohodowle) przeprowadzono próbę z roztworem telurynu potasu 1 : 100 000, a dla sprawdzenia zjadliwości prątków próbę cytochemiczną z czerwienią obojętną. Wyniki tych badań ilustruje rysunek 1.

Otrzymana linia łamana stanowi granicę przeżywalności prątków gruźlicy. Na jej podstawie można stosować różne czasokresy kontaktu, zmieniając jednocześnie stężenie chloru.

Ciekawym, choć przypadkowym zapewne faktem jest okoliczność, że iloczyn minimalnego stężenia chloru i czasu kontaktu w minutach wynosi 1200 (w granicach 15-60 minut i odpowiednio 20-80 mg/l chloru). A więc dla zabicia prątków gruźlicy ludzkiej potrzeba

$$t \cdot c \geqslant 1200,$$

gdzie t — czas kontaktu, c — stężenie końcowe chloru w granicach:

$$t = 15\text{-}60 \text{ minut}, \quad c = 20\text{-}80 \text{ mg/l } Cl_2$$

Dalsze badania są w toku.

LITERATURA

Barons K., 1937: Zug Frage der Sanatorien und Krankenhäuserkanalisation in Lettland. *Nosokomeion (Quar. Hosp. Rev.)*, **8: 243.**

Bergsman A and Vahlne G., 1951-1952: Om Klorering av Sanatorie Avloppsvaten med Hänsyn till Forekomsten an Tuberkelbakterier. *Nord. Hyg. Tidskr.*, **32: 49, wg *Biol. Abstr.*, 26: 1450.**

Buraczkowska M., Broda Z., Janowiec M., Paryski E., Żebrowski I., 1957: Bakteriologiczne metody diagnostyki gruźlicy; wyd. przez Komisję Mikrobiologiczną Rady Naukowej Instytutu Gruźlicy, Warszawa.

Conroy I. M., Conroy B. B., 1942: The destruction of tubercle bacilli in sewage by chlorine. *Amer. Rev. Tuber.*, **6: 63.**

Greenberg A. E. and Kupka E., 1957: Tuberculosis transmission by waste water — A Review. *Sew. Ind. Wastes*, **524: 29.**

Heicken K., 1956: Über die Desinfektion infektioser Abwässer. *Zentr. Bakt. Abt. I. O.*, **165: 156.**

Heukelekian H. and Albanese M., 1956: Enumeration and survival of human tubercle bacilli in polluted waters. II Effect of sewage treatment and natural purification. *Sew. Ind. Wastes*, **28: 1094.**

Jensen K. A. and Jensen K. E., 1942: Occurrence of tubercle bacilli in sewage and experiments on sterilization of tubercle bacilli containing sewage with chlorine. *Acta Tuberc. Scand.*, **16: 217.**

Jensen K. E., 1948: Undersgelser over Forekamst og Uskadeliggrelse of Virulente Tuberkelbakterier i Spildevand. Kommis Hos. G. F. C. Gads Forlag, Copenhagen, Denmark.

Just J., Hermanowicz W., 1955: Fizyczne i chemiczne badania wody do picia i potrzeb gospodarczych. *PZWL*. Warszawa.

Kopeloff N. and Davidoff L. M., 1930: The action of chlorine compounds on b. tuberculosis. *Proc. Soc. Exp. Med. Biol.*, **28**: 7.

Musehold P., 1900: Über die Widerstandfähigkeit der mit dem Lungenauswurf-herausbeforderten Tuberkelbazillen im Abwassern, im Flusswasser und kultiverten Boden. *Arb. Kaiserl. Gesundh.*, **17**: 56.

Pramer D. and Heukelekian H., 1950: The survival of tubercle bacilli in sewage treatment processes. *Sew. Ind. Wastes*, **22**: 1123.

Schmidt B., 1952: Die Desinfektion der Abwässer von Lungenheilstätten. *Zeitschr. Hyg.*, **133**: 481.

Sollazzo G., 1931: La dizinfezione delle aque luride degli ospedali per tuberculotici mediante cloro gassoso. *Annali Oli Iggeni*, **41**: 493.

S. Kołaczkowski, J. Kowalczyk and *Z. Żukowski*

DESINFECTION OF SEWAGE POLLUTED BY TUBERCLE BACILLI WITH CHLORINE. I.

Summary

In order to find the minimal suitable concentration of chlorine and minimal time of exposure of bacilli needed for desinfection of sewage — some laboratory experiments were conducted.

Survival of tubercle bacilli in sewage in relation to concentration of chlorine and time of its action is illustrated by fig. 1.

It was shown that there is a quantitative relation between the effectiveness and concentration and time of exposure. In the range of concentrations 20-80 mg/l Cl_2 and of time exposure 15-60 minutes, this relation could be written as a formula: $t \cdot c - 1200 \geqslant 0$, where t — time of exposure in minutes, c — concentration of chlorine in mg per litr.

When product $t \cdot c$ is greater than 1200 there is practically no survival of bacilli.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 185-189

K. Skalski

CZYNNIKI WPŁYWAJĄCE NA PROCESY BIOLOGICZNE, ISTOTNE DLA OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW CUKROWNICZYCH W STAWACH BIOLOGICZNIE CZYNNYCH

Z Centralnego Biura Projektowania Przemysłu Spożywczego w Warszawie

Znaczną część ścieków z cukrowni oczyszcza się za pomocą procesów biologicznych. Jedna z metod oczyszczania ścieków cukrowniczych polega na wyzyskaniu stawów biologicznie czynnych, tzw. oczyszczalni Noltego. Sprawność i dający się praktycznie osiągnąć stopień oczyszczenia ścieków w takich stawach zależy od wielu czynników.

W tej pracy starano się poznać, jak dalece mogą być zmieniane podstawowe parametry procesów biologicznych i jakie zmiany powodują, co mogłoby być wskazówką przy budowie i eksploatacji stawów biologicznie czynnych w warunkach klimatycznych Polski. Badania prowadzono w stawach biologicznie czynnych przy cukrowniach Środa i Chybie.

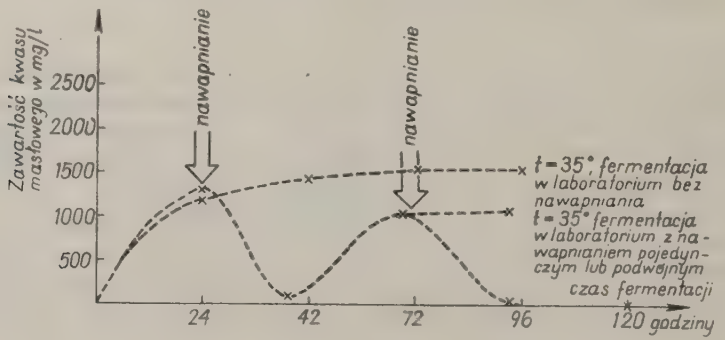
Skład chemiczny ścieków cukrowniczych jest znany i na ogół dość stały. Zawartość w tych ściekach drobnoustrojów ma zapewne decydujące znaczenie dla rozkładu zanieczyszczeń. Dlatego poznanie mikroflory ścieków dopływających do pierwszego stawu biologicznie czynnego tj. do stawu fermentacji kwaśnej wydało się konieczne. Znaleziono w nich następujące drobnoustroje, które udało się zidentyfikować: *Leuconostoc mesenteroides, L. dextranicus, Bacillus cereus, B. subtilis, B. megatherium (cereus), Escherichia coli, E. freundii, Aerobacter aerogenes, Bacillus macerans, B. circulans, B. cereus (mycoides), B. pumilis, Micrococcus flavus, M. varians, M. (pyogenes) aureus, Streptococcus faecalis, Str. lactis, Sarcina flava, Bacillus sphaericus, Micrococcus cinnabareus.*

Ze względu na to, że fermentacja kwaśna w stawie biologicznym musi przebiegać w czasie kampanii cukrowniczej podczas chłodów jesiennych, wykonano kilka oznaczeń porównawczych ogólnej ilości powstałych kwasów organicznych i spadku BZT_5 w identycznych próbkach ścieków, fermentujących w różnych temperaturach (30, 35 i 40°). Największy spadek

BZT_5 oraz największy wzrost zawartości kwasów organicznych, przeliczonych na kwas masłowy, wykazują ścieki fermentujące w temperaturze około 35°.

W czasie fermentacji ciągłej, po 72 godzinach fermentowania, powstało w ściekach około 1600 mg kwasu masłowego na litr. W tym samym okresie fermentacji przerywanej nawapnianiem łączna ilość powstałych kwasów organicznych, przeliczonych na kwas masłowy, wyniosła 2250 mg/l (rys. 1). W czasie dwustopniowej fermentacji tworzy się więc około 41% więcej kwasów.

Oznaczenia zawartości kwasów organicznych wykonano metodą destylacji z parą wodną (po zadaniu próbki stężonym kwasem fosforowym), stosując przewietrzanie destylatu strumieniem powietrza wolnego od CO_2 i miareczkując 1/10 n NaOH wobec fenoloftaleiny. Otrzymane wyniki przeliczano na kwas masłowy.



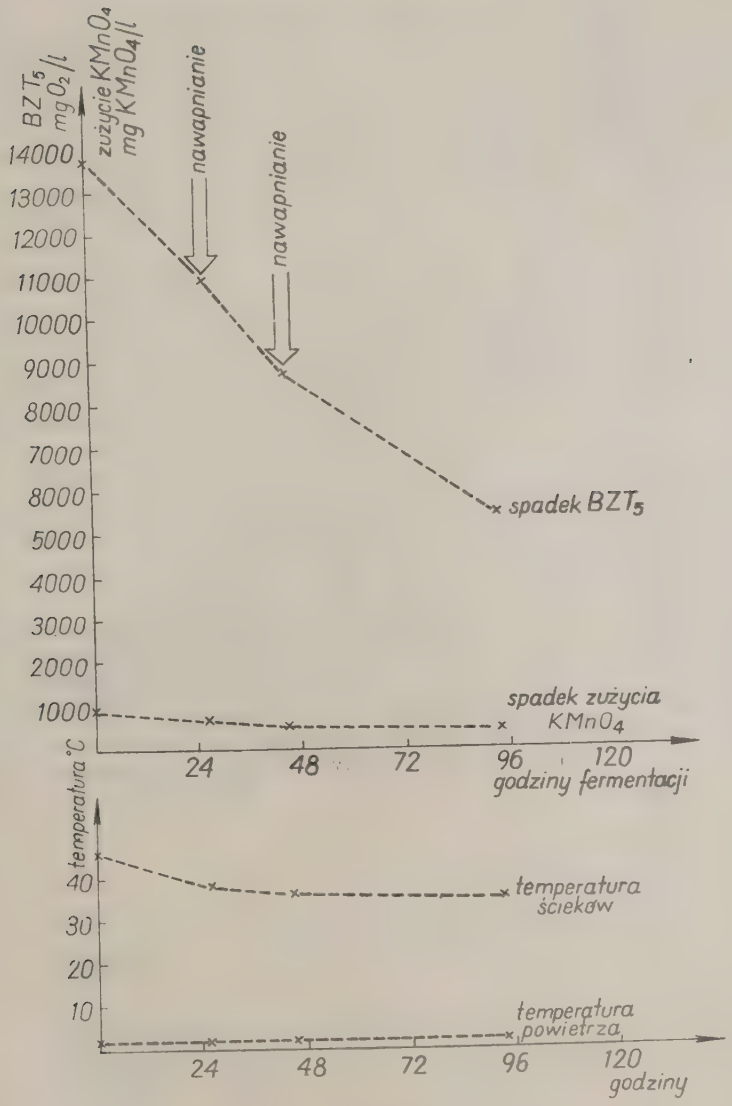
Rys. 1

Wyniki próbnych fermentacji w warunkach laboratoryjnych porównano z wynikami fermentacji w stawach biologicznie czynnych. Porównywano fermentację ścieków dyfuzyjnych i prasowych o temperaturach początkowych 36 i 45°. Za podstawę kontroli służyły oznaczenia BZT_5, zużycie $KMnO_4$ oraz temperatury ścieków i powietrza. Wyniki oznaczeń przedstawiono na rysunku 2 i 3.

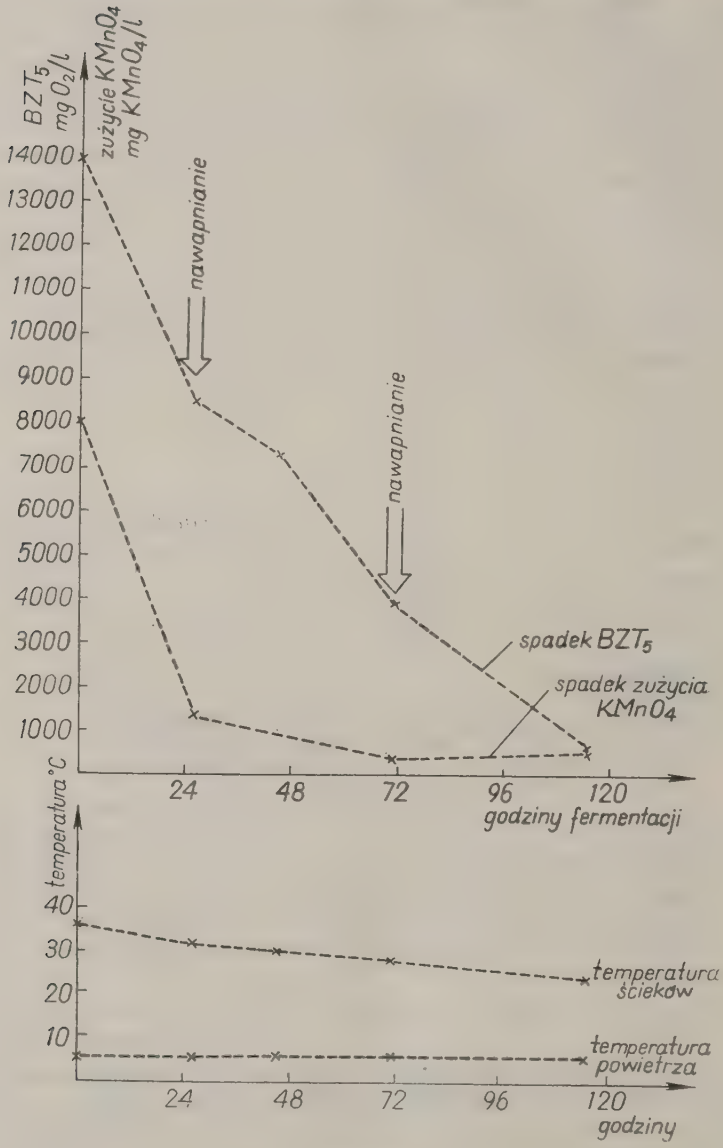
Działalność obydwu stawów wyrażała się spadkiem BZT_5 o 60-95%, a zużycia $KMnO_4$ o 50-92%.

Znaczne wahania spadku BZT_5 należy przypisać temu, że ścieki były w różnym stopniu obciążone włóknem z buraków. Zdecydowanie większy spadek BZT_5 ścieków uzyskano, rozpoczynając fermentację w temperaturze 36°, co potwierdziło wyniki fermentacji w skali laboratoryjnej.

Spadek temperatury wody w obu stawach biologicznie czynnych był bardzo podobny. Mieści się on w granicach 10-12°. Przypisać to


BZT5 mgO2/l
zużycie KMnO4 mg KMnO4/l
14000
13000
12000
11000
10000
9000
8000
7000
8000
5000
4000
3000
2000
1000
nawapnianie
nawapnianie
spadek BZT5
spadek zużycia KMnO4
24
48
72
96
120
godziny fermentacji
temperatura °C
40
30
20
10
temperatura ścieków
temperatura powietrza
24
48
72
96
120
godziny

Rys. 2


BZT5 mg O2/l
zużycie KMnO4 mg KMnO4/l
14000
13000
12000
11000
10000
9000
8000
7000
6000
5000
4000
3000
2000
1000
nawapnianie
nawapnianie
spadek BZT5
spadek zużycia KMnO4
24
48
72
96
120
godziny fermentacji
temperatura °C
40
30
20
10
temperatura ścieków
temperatura powietrza
24
48
72
96
120
godziny

Rys. 3

można warstwie izolacyjnej piany, obecnej w znacznych ilościach w formie kożucha na powierzchni wody obu stawów. Próby laboratoryjne wykazały korzystny wpływ dwukrotnego nawapniania ścieków poddanych fermentacji kwaśnej, pierwszy raz po 24-30 godz. fermentacji drugi — po 70-80 godz. od chwili jej rozpoczęcia. Zmieniając dawki CaO w zależności od aktualnej zawartości kwasów organicznych, osiągnięto przeciętnie najkorzystniejszy spadek zawartości kwasów oraz BZT_5: przy nawapnianiu pierwszym do *pH* 5,5-7,0, przy nawapnianiu drugim do *pH* 7,0-8,0.

Zarówno fermentacje w warunkach laboratoryjnych jak i w stawach, przy stosowaniu nawapniania dwukrotnego w warunkach podanych wyżej dawały po okresie 100-120 godzin zadowalający spadek BZT_5. Pozwala to na wyciągnięcie wniosku, że przy początkowej temperaturze ścieków około 35° czas ich przebywania w stawach biologicznie czynnych po starannym odwłóknieniu i wypróbowanym, dwukrotnym nawapnieniu, może wynosić nie więcej niż 120 godzin.

Uzyskane krzywe zużycia $KMnO_4$ na trasie przepływu przez stawy nie mają jednolitego przebiegu i na ich podstawie trudno jest wnosić o postępach procesów biologicznych. Szereg wyrywkowych oznaczeń zużycia $KMnO_4$ w próbkach pobranych w różnych okresach pracy stawów, ale z tych samych stanowisk, dało wyniki bardzo różne. Nie zaobserwowano równoległości przebiegu krzywych zmian BZT_5 i zużycia $KMnO_4$: stwierdzono przypadki wzrostu zużycia $KMnO_4$ przy równoczesnym spadku wartości BZT_5. Dlatego można uważać, że oznaczenia zawartości kwasów organicznych i BZT_5 ścieków oczyszczonych w stawach biologicznie czynnych cukrowni są, mimo swej kłopotliwości, najodpowiedniejszymi wskaźnikami intensywności procesów biologicznych.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 191-194

DYSKUSJA

J. Sobieszczański — Wrocław

Na obecnej Konferencji nie uwzględniono zupełnie problemu rolniczego wykorzystania ścieków miejskich, chociaż ten sposób gospodarowania ściekami miejskimi ma miejsce w praktyce już od dawna. Problem ten ma znaczenie nie tylko rolnicze ale i sanitarne.

We Wrocławiu, a także i w innych miastach Polski, ścieki miejskie oczyszcza się w ten sposób, że nawadnia się nimi pola uprawne i pastwiska, wykorzystując do produkcji roślinnej zawarte w tych ściekach składniki pokarmowe.

Katedra Mikrobiologii Rolnej WSR we Wrocławiu od paru lat zajmuje się badaniem mikroflory pól nawadnianych. Wyniki tych badań można znaleźć w kwartalniku naukowym *Acta Microbiologica Polonica*, 1956 i 1957 r.

Na podstawie osiągniętych już wyników badań wydaje się, że korzystne byłoby, aby problem rolniczego wykorzystania ścieków miejskich znalazł także miejsce w planach badań Komitetu Mikrobiologicznego PAN.

Z. Rudolf — Warszawa

Zapytuje o sprawność działania urządzeń stosowanych do oczyszczania ścieków w referowanych badaniach oraz o opłacalność ekonomiczną przeprowadzanych zabiegów.

T. Kalusiński — Łódź

Porusza zagadnienie zanieczyszczenia wód powierzchniowych ściekami przemysłowymi, a specjalnie przemysłu włókien sztucznych. Stwierdza, że ilość odprowadzanych z jednego zakładu ścieków wiskozowych wynosi 20 000-70 000 m^3/dobę, co odpowiada ilości ścieków miasta posiadającego 30 000-60 000 mieszkańców.

W dalszym ciągu omawia sprawę wpuszczania do wód powierzchniowych nadmiernych ilości ścieków zawierających duże ilości siarczanów, co przyczynia się do korozyjnego działania wody na urządzenia wodne.

P. Biernacka — Gdynia

We wszystkich wygłoszonych referatach zwróciło moją szczególną uwagę, jako biologa, to że omawiano wyłącznie rolę i znaczenie mikroflory bakteryjnej. Oczekiwałam, że posłyszę coś więcej o samym osadzie czynnym.

W złożach bakteryjnych i w osadzie czynnym ilość orzęsków i wiciowców jest tak olbrzymia, że rola ich, jeżeli nie jest równorzędna roli bakterii przy oczyszczaniu ścieków, to w każdym razie jest ogromna. Wiciowce, jak podaje się w literaturze,

odgrywają równorzędną rolę z bakteriami, wchłaniając substancje organiczne i oczyszczając w ten sposób ścieki. Nie mniejszą rolę odgrywają również i orzęski.

Zapytuję, czy kol. Kintzel badała pod mikroskopem wytwarzający się czynny osad?

J. Rybiński — Gdańsk

Dyskutant podkreśla dodatnie i ujemnie strony modelu do badań nad oczyszczaniem ścieków osadem czynnym, przedstawionego przez J. Gańczarczyka. Następnie demonstruje inny model urządzenia do oczyszczania ścieków tą samą metodą, jaką zastosowano w Instytucie Budownictwa Wodnego PAN w Gdańsku.

J. Boćko — Wrocław

Nawiązuje do części referatu prof. Kluczyckiego, w której mowa o oczyszczaniu ścieków na polach nawadnianych. O pełnym oczyszczaniu ścieków można mówić wtedy, gdy ich zanieczyszczenia są zatrzymywane przez środowisko, następnie rozłożone, a w końcu jako składniki pokarmowe pobrane przez rośliny i usunięte z pola w postaci płodów rolnych czy masy drzewnej. Samo rozłożenie związków organicznych, zawartych w ściekach, nie zamyka jeszcze procesu oczyszczania, gdyż często prowadzi do wtórnego zanieczyszczenia. Na przykład jezioro w Szwajcarii, do którego odprowadza się ścieki oczyszczone w sztucznych oczyszczalniach biologicznych, jest znacznie zeutrofizowane.

We wspomnianym referacie przedstawiono liczby, obrazujące straty składników pokarmowych przy oczyszczaniu biologicznym. Dla rolnictwa nie jest obojętne, w jakiej formie związki dostarcza się do gleby, czy mogą one być w pełni wykorzystane przez rośliny. Na przykład dużą rolę odgrywają substancje organiczne, które w znacznym procencie są niszczone przy biologicznym oczyszczaniu ścieków. Stwierdzono, że substancje organiczne, a zwłaszcza związki białkowe, przy rozkładzie wydzielają ciała pobudzające rozwój roślin.

Czy wobec tego należy odprowadzać na pole nawadniane ścieki miejskie w stanie surowym? Przed użyciem wskazane jest wstępne oczyszczenie ścieków w osadnikach, a to ze względów sanitarnych.

W. Dożańska — Warszawa

Słyszeliśmy w poprzednich wypowiedziach bardzo ciekawe doniesienie na temat unieszkodliwiania fenoli i krezoli na drodze biologicznej. Badania powyższe przeprowadzano w skali laboratoryjnej, ćwierć- i półtechnicznej. W celu naświetlenia powyższej sprawy podam jak wygląda poruszone zagadnienie w skali technicznej na terenie Anglii.

Podczas pobytu na kursie unieszkodliwiania ścieków przemysłowych w Newcastle w Anglii oglądałam w Lambton oczyszczanie ścieków fenolowych metodą biologiczną za pomocą osadu czynnego. Wyjściowe stężenie fenoli w ściekach wynosiło około 1500 mg/l. Współczynnik rozcieńczenia wodą wynosił 1 : 5, zaś zawartość fenoli w chwili wprowadzania cieczy do komory aeracji wynosiła około 300 mg/l. Oczyszczanie przebiegało w temperaturze około 40°. Dla uzyskania optymalnego i prawidłowego rozwoju drobnoustrojów wprowadzano dodatkowo pożywkę w postaci soli fosforanowych i potasowych. Czas napowietrzania wynosił około 7,5 godz. Po oczyszczeniu pozostawało w odpływie około 10 mg/l fenoli.

W porównaniu z roboczym doświadczeniem na terenie Anglii, wyniki otrzymane przez prof. Kluczyckiego są naprawdę doskonałe i należy życzyć, żeby wytrzymały próbę na skalę techniczną.

Jeżeli chodzi o doniesienie na temat rozkładu fenoli w zbiornikach wód powierzchniowych podczas procesów samooczyszczania, to należałoby wykorzystać wodę z powyższych zbiorników do wyizolowania swoistej biocenozy, która powinna być stosowana jako materiał zaszczepiający przy oczyszczaniu ścieków fenolowych metodami biologicznymi.

Przy omawianiu *BZT* prof. Kluczycki nazwał pierwszą fazę *BZT* węglowodanową. Nazwa powyższa nie jest słuszna, gdyż w pierwszej fazie zachodzi rozkład nie tylko węglowodanów, lecz i organicznych związków azotowych, jak np. białka i produktów jego hydrolizy. Pierwsza faza *BZT* powinna nazywać się węglowa, druga — nitryfikacyjna.

W związku z badaniami nad dezynfekcją ścieków gruźliczych zachodzi pytanie, czy doc. Kołaczkowski zwrócił uwagę na wpływ *pH* oraz jakie metody i pożywki stosował do kontroli żywotności prątków.

Ponadto wydaje się, że granica eksperymentalnych dawek chloru w ilości 100 mg/l Cl_2 jest zbyt wysoka, przy uwzględnieniu zapotrzebowania chloru ścieków oczyszczonych biologicznie oraz wielkości chloru pozostałego 5 mg/l Cl_2 (po 1-godzinnym kontakcie). Według dzisiejszych poglądów, chlor ten gwarantuje pozytywny wynik dezynfekcji ścieków gruźliczych (oczywiście przy zachowaniu szeregu warunków niezbędnych dla skutecznej dezynfekcji ścieków).

H. Nadziakiewicz — Łódź

W wypowiedzi swej stwierdza, że większość prac referowanych na obecnej Konferencji ma charakter prac metodologicznych, podczas gdy zagadnienia związane z oczyszczaniem ścieków potraktowano zbyt marginesowo.

Apeluje do obecnego na Konferencji przedstawiciela Ministerstwa Przemysłu Chemicznego o poparcie i finansowanie prac nad oczyszczaniem ścieków przemysłowych.

J. Karaskiewicz — Kraków

W związku z doniesieniem dr Luchterowej o oczyszczaniu ścieków z fenolu i krezolu chcę poinformować, że Instytut Naftowy zajmował się ostatnio tym zagadnieniem z punktu widzenia ekonomiki. W Instytucie przeprowadzano badania na złożach zraszanych, wykorzystując do tego celu fosforyt francuski *Maroko 3* o zawartości 32% P_2O_5, fosforyt krajowy o zawartości 14,5% P_2O_5 oraz tufy filipowickie zawierające przeciętnie 3,5% K_2O. Przeprowadzone badania laboratoryjne wykazały, że materiały te nadają się do wyłożenia złoża. Stwierdzono ciekawe zjawisko, że zawartość fenolu i krezolu w ściekach po przejściu przez złoża zraszane nie osiąga swej minimalnej wartości. Dopiero po pozostawieniu ich na 24 godziny następuje dalszy spadek zawartości fenolu.

J. Gańczarczyk — Gliwice

W związku z komunikatem mgr Karczewskiej chcę podać, że w ostatnim roku opublikowano bardzo ciekawą metodę polegającą nie na drożdżowaniu ługów po-

siarczynowych lecz ich bakteryjnym przerobie. Metoda ta została opracowana przez H. Amberga. Autor ten nierozcieńczone ługi posiarczynowe poddaje fermentacji osadem czynnym, składającym się głównie z gram-ujemnych pałeczek *Pseudomonas*.

Omawiany sposób przeprowadzania procesu osadu czynnego jest bardzo nietypowy; np. zawartość zawiesiny w zbiorniku napowietrzania sięga do 20-30 kg/m^3 zbiornika (normalnie 0,5-2,5 kg/m^3). Ten osad czynny dobrze sedymentuje w osadnikach wtórnych w przypadku fermentacji ługów o zasadzie amonowej. Przy fermentacji ługów o zasadzie wapniowej występują pewne trudności.

W metodzie Amberga przeciętne obciążenie zbiornika napowietrzania wynosi 10 kg BZT_5/m^3/d, a więc przekracza dziesięciokrotnie wielkość tego parametru dla konwencjonalnego osadu czynnego. Efekt oczyszczania wynosi przy tym 80—90% obniżki BZT_5 substratu fermentacji, a przyrost ilości osadu czynnego sięga 0,5 kg/kg odbudowanego BZT_5. Nadmiar osadu czynnego nadaje się jako cenna pasza dla zwierząt.

W Instytucie Gospodarki Komunalnej w Gliwicach przeprowadza się obecnie podobne prace nad oczyszaniem ścieków z fabryk celulozy siarczynowej. W badaniach tych wykorzystuje się również osiągnięcia Amberga.

C. Leszczyński — Łódź

Prosi o wyjaśnienie czasu rozwoju szczepu *Desulfovibrio* oraz zastosowania w skali technicznej metod biologicznego oczyszczania ścieków wiskozowych.

P. Nowakowski — Warszawa

Jako reprezentant przemysłu chemicznego, prowadzący zagadnienia wodno-ściekowe, wyraża zadowolenie, że również mikrobiolodzy zajmują się pracami związanymi z oczyszczaniem ścieków. Stwierdza, że w trudnych zagadnieniach oczyszczania ścieków niewątpliwie pomoc naukowców powinna nastąpić jak najszybciej. Chemia nie może sobie dać rady ze związkami, które znajdują się w ściekach w takich rozcieńczeniach, że absolutnie jest niemożliwe opracowanie metody oczyszczania tych ścieków, która byłaby uzasadniona ekonomicznie. Dlatego niewątpliwie należy zaprząc do pracy drobnoustroje.

K. Kluczycki — Gliwice

Ponieważ wielu dyskutantów wypowiadało się na temat mego referatu, pozwolę sobie niektóre rzeczy sprostować. W referacie swym nie mówiłem o oczyszczaniu ścieków tylko przez bakterie, ale wyraźnie podkreśliłem łańcuchowość działania całej mikroflory. Brałem również pod uwagę sorpcję bakterii przez glebę.

Przy rolniczym wykorzystaniu ścieków oczywiście zagadnienia ekonomiczne są ważne. Słusznie podkreślono, że wchodzą w rachubę dwie grupy kosztów — koszt oczyszczalni i koszt urządzenia zraszającego. Niemniej jednak koszt zdrowia ludzkiego jest jeszcze wyższy.

A. Kintzel — Warszawa

W odpowiedzi na zapytanie składa wyjaśnienie dotyczące przedstawionych na Konferencji badań nad oczyszczaniem ścieków z drożdżowni.

ACTA MICROBIOLOGICA POLONICA
1959, 8: 195-198

J. Paluch — Gliwice

ZAKOŃCZENIE

Spotkał mnie wielki zaszczytyt — mianowicie Komitet Organizacyjny Konferencji powierzył mi trudną do realizacji funkcję podsumowania naszych dwudniowych obrad, poświęconych mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami.

Celem naszych obrad było rozpatrzenie następujących zagadnień:

1. Zagadnienia metodyczno-kontrolne mikrobiologii ścieków i wód zanieczyszczonych ściekami.

2. Wyniki badań kontrolnych.

3. Zagadnienia technologiczne w mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami.

Jeżeli tematyka dwóch pierwszych działów Konferencji była zgodna z założeniem, to tematyka trzeciego działu — zagadnienia technologiczne — znalazła się w wielu wypadkach poza zagadnieniami mikrobiologicznymi i pozostała w sferze problemów czysto technologicznych. Było to w pewnym zakresie winą Komitetu Organizacyjnego, który nie rozpatrzył zgłoszonych doniesień na tyle, aby je odpowiednio posegregować i zaliczyć do odpowiedniej grupy, czy ewentualnie nawet wyeliminować. Niemniej doniesienia czysto technologiczne zawierały wiele cennych, ciekawych i nowych danych.

W pierwszym dziale usłyszeliśmy, poza bardzo cennymi referatami przeglądowymi, z których najciekawszy ze względu na oryginalność ujęcia wydaje się referat prof. Starmacha, wiele rzeczy nowych, nie stosowanych powszechnie w naszej praktyce laboratoryjnej.

Wydaje się, że doniesienie kol. Piaseckiej na temat szczepów grupy *coli* wyizolowanych z wody, doniesienie kol. Kluczyckiego dotyczące ultrafiltrów membranowych, zagadnienia omawiane przez prof. Buczowską — modyfikacji bakteriologicznych podłoży w sanitarnym badaniu wody, także poruszane przez kol. Kulik-Kuziemską sprawy metody Pan-

tle'a, były to zagadnienia niezmiernie ważne i w wielu wypadkach nowe, które naświetliły i wyjaśniły pewne zagadnienia i na przyszłość na pewno będą pomocą w naszych dalszych pracach.

Jeżeli chodzi o drugi punkt naszych obrad — wyniki badań kontrolnych — to wielka szkoda, że nie usłyszeliśmy wyników dwu obszernych opracowań, które są gotowe, lecz niestety nie zostały zgłoszone, a o których istnieniu dowiedziałem się od autorów dopiero w czasie obrad. Brak było mianowicie pracy doc. Cabejszek i doc. Bożko, dotyczących stanu mikrobiologicznego wód środkowej Wisły. Mam nadzieję, że prace te zostaną wkrótce opublikowane.

Wreszcie usłyszeliśmy także kilka doniesień, nie przewidzianych w planie, jak np. Zdybiewskiej o mikroflorze ścieków piwowarskich, Palucha i Zdybiewskiej, o charakterystyce niektórych bakterii wyizolowanych z wody na stacjach wodociągowych, Karczewskiej o oczyszczaniu ługów i wywarów posiarczynowych na drodze zdrożdżowania, lub Kołaczkowskiego i współpracowników o chlorowaniu ścieków sanatoriów przeciwgruźliczych. Były w nich poruszone sprawy niezmiernie ważne dla praktyki i dla dalszych badań w tym kierunku.

W czasie obrad można było zaobserwować, że właściwie współpraca pomiędzy poszczególnymi grupami pracowników nauki w dziedzinie mikrobiologii wód i ścieków jest nikła. Nikła jest również współpraca między mikrobiologami, hydrobiologami i chemikami lub biochemikami oraz hydrologami. W dzisiejszym stanie wiedzy nie wolno dopuścić do tego, by zagadnień mikrobiologicznych nie wiązać z hydrobiologią, chemią i biochemią wody. Musimy rozpatrywać stale wszystkie zagadnienia z punktu widzenia ekologii; nie wolno operować pewnymi zjawiskami w oderwaniu od biotopu jakim jest woda.

Na podstawie naszych dwudniowych obrad można wyciągnąć pewne wnioski, które zapewne rozpatrzy wnikliwie w najbliższym czasie Komitet Mikrobiologiczny PAN.

1. Przebieg Konferencji, a więc wypowiedzi referentów i dyskutantów pozwalają stwierdzić, że zwołanie przez Komitet Mikrobiologiczny PAN konferencji na temat „Mikrobiologia ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami" było słuszne i celowe.

2. Konferencja stwierdza nieodzowną potrzebę i konieczność rozszerzenia badań mikrobiologicznych w celu ustalenia stanu i stopnia zanieczyszczenia ściekami wód powierzchniowych. Wydaje się, że nie ma potrzeby uzasadniać tego wniosku. Pragnę tylko przypomnieć, że zagadnienie ochrony zasobów wodnych jest w Polsce zagadnieniem pierwszorzędnej wagi. W ramach PAN zajmuje się tym zagadnieniem Komisja Ochrony Zasobów Wodnych i Oczyszczania Ścieków. Jednak my wszyscy musimy się także włączyć w te prace, wszyscy musimy pomóc i ze wszech miar współ-

pracować w ochronie wód. Może bowiem już wkrótce zaistnieć fakt, że nie będziemy mieli czystej wody użytkowej nie tylko do picia, ale i dla innych celów związanych z życiem człowieka. Z zagadnieniem tym wiąże się ściśle sprawa rejestracji naszych zasobów wodnych i to nie tylko wód powierzchniowych, ale i gruntowych, rejestracji nie tylko ilościowej, lecz także jakościowej. Jak wynika z obrad, wiadomości nasze z tego zakresu są nikłe.

3. Istnieje konieczność pogłębienia badań nad dezynfekcją ścieków a szczególnie ścieków zawierających zarazki oporne, jak np. wąglika, gruźlicy itp., oraz ustalenie środków odkażających, ich dawek, czasu kontaktu itp.

4. Należy pogłębić badania nad charakterystyką i znaczeniem poszczególnych grup mikroorganizmów czynnych w procesach biologicznego oczyszczania ścieków.

5. Widać wyraźnie i bardzo ostro konieczność rewizji i ujednostajnienia już istniejącej i stosowanej metodyki badań mikrobiologicznych wód i ścieków.

6. Wydaje się wskazane utworzenie zespołu koordynującego badania naukowe w zakresie wód i ścieków, obejmujące obok podstawowych zagadnień mikrobiologicznych również zagadnienia biochemii i technologii.

W uzupełnieniu tego wniosku pragnę podać, że w NRF istnieje w tej chwili czynny od szeregu lat „Deutscher Arbeitskreis Wasserforschung". Jest to jednostka, która organizuje badania w zakresie gospodarki wodnej i ściekowej w całych Zachodnich Niemczech. W skład prezydium tej jednostki wchodzi szereg wybitnych profesorów i fachowców. Generalnym sekretarzem jest inż. Kachulle, dyrektor Zakładów Elektrycznych Brown-Boveri w Düsseldorfie. Oprócz tego jest kilka innych sekretariatów prowadzonych przez przemysłowców, dyrektorów, którzy w ramach pracy społecznej zajmują się tym zagadnieniem. Zorganizowanie w Polsce czegoś takiego byłoby niezmiernie pożyteczne i słuszne. Jak tego rodzaju sprawy rozwiązać u nas, o tym powinien pomyśleć Komitet Mikrobiologiczny PAN.

7. Za najpilniejsze sprawy Konferencja uważa:

a. Dążenie do specjalizacji poszczególnych ośrodków badawczych w określonym kierunku badań. Nie trzeba tego uzasadniać. Z referatu prof. Justa wynika, że w Polsce istnieje szereg ośrodków i każdy z nich posiada swoją odrębną specjalność. Należałoby dążyć do tego, by ośrodki te nadal specjalizowały się. Pragnę zaznaczyć, że jeżeli nasz śląski ośrodek pracuje intensywnie nad technologią i mikrobiologią wody i ścieków, jest to niewątpliwie zasługa naszego nauczyciela, zmarłego, nieodżałowanej pamięci prof. Joszta, którego śladami chcemy w dalszym ciągu podążać.

b. Ustalenie najważniejszej problematyki badawczej, która byłaby realizowana w poszczególnych ośrodkach badawczych.

c. Zajęcie się sprawą doszkolenia i specjalizacji kadr w dziedzinie mikrobiologii wody oraz hydrobiologii, między innymi inżynierii sanitarnej w najszerszym słowa tego znaczeniu.

Dziękuję organizatorom, a w szczególności prof. drowi Kazimierzowi Bassalikowi za wiele trudów i poświęcenie tak dużej ilości czasu na zorganizowanie narady. Dziękuję również koledze drowi W. Dobrzańskiemu za jego ofiarną pracę nad zorganizowaniem konferencji.

Na tym zamykam obrady Konferencji zorganizowanej przez Komitet Mikrobiologiczny PAN, poświęconej mikrobiologii ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami. Dziękuję wszystkim referentom, dyskutantom oraz uczestnikom za udział w Konferencji i przyczynienie się do owocnych dwudniowych obrad.

SPIS TREŚCI — CONTENTS — INHALTSVERZEICHNIS

Str.
Page

1. J. Paluch: Wstęp — Introduction 4

Referaty przeglądowe — Reviews

2. J. Just, I. Cabejszek i S. Ziemińska: Stan badań naukowych nad mikrobiologią ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami w Polsce
Research on the microbiology of sewage and water polluted with sewage in Poland 7
3. K. Starmach: Badania hydrobiologiczne wód powierzchniowych i ich związek z mikrobiologią
Hydrobiological researches on surface waters and their relation to microbiology 21
4. Z. Buczowska: Bakterie *Salmonella* w ściekach i zanieczyszczonej wodzie.
Salmonella in sewage and polluted water 27
5. L. Bożko: Metodyka analiz mikrobiologicznych ścieków i wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami
Methods of microbiological examinations of sewage and surface waters polluted with sewage 33

Dyskusja — Discussion

J. Jakubowska — Łódź
K. Michalski — Gdańsk
S. Ziemińska — Warszawa
K. Matusiak — Lublin
S. Kołaczkowski — Poznań
J. Ziemięcka — Lublin
J. Jakubowska — Łódź
J. Just — Warszawa
L. Bożko — Warszawa
Z. Buczowska — Gdańsk

Doniesienia z prac oryginalnych — Research papers

6. K. Kluczycki i H. Petrycka: Metoda ultrafiltrów membranowych w zastosowaniu do badań *E. coli* i grup morfologicznych bakterii w ściekach.
Ultrafiltration as a method of coli-titer measurment and of study of morphological groups of bacteria in water 41

Str.
Page

7. L. Turoboyski: Zastosowanie systemu saprobów do oceny zanieczyszczenia organicznego rzek Serafy i Drwiny, zasolonych przez ścieki z kopalni soli w Wieliczce
Application of saprobic index for evaluation of contamination with organic substances of water of brooks Serafa and Drwina, containing high concentration of NaCl from salt-mine in Wieliczka 47
8. I. Kulik-Kuziemska: Użyteczność metody Pantle'a przy interpretacji wyników badań hydrobiologicznych
Usefulness of Pantle's method for interpretation of results in hydrobiological researches 49
9. I. Kulik-Kuziemska: Charakterystyka biologiczna wód basenu portowego w Gdańsku w rejonie zrzutu ścieków miejskich
Biological characteristic of the water in Władysław IV basin in sea-port of Gdańsk 57
10. J. Paluch i M. Zdybiewska: Charakterystyka niektórych bakterii wyizolowanych z wody filtrów pospiesznych w Kozłowej Górze
Die Charakteristik einiger aus dem Wasser der Schneefilter des Wasserwerks Kozłowa Góra isolierten Bakterien 67
11. J. Gańczarczyk: Badania nad kinetyką samooczyszczania się rzeki zanieczyszczonej ściekami z fabryki celulozy siarczynowej.
Researches on the kinetics of purification of water in river, polluted with sewage from sulfite pulp mill 77

Dyskusja — Discussion

R. Klekowski — Warszawa
J. Paluch — Gliwice
S. Ziemińska — Warszawa
K. Kluczycki — Gliwice
Z. Buczowska — Gdańsk

Referaty przeglądowe — Reviews

12. J. Paluch: Charakterystyka mikrobiologiczna wód dorzecza południowej Wisły
Die Bakteriologische Charakteristik der Gewässer im Flussgebiet der südlichen Wisła 91

Doniesienia — Research papers

13. M. Zdybiewska: Niektóre biochemiczne przemiany zaobserwowane w ściekach piwowarskich
Some biochemical changes in waste liquor from the brewery during self-purification process 111
14. H. Karczewska: Oczyszczanie ługów i wywarów posiarczynowych świerkowych na drodze zdrożdżowania
Purification of sulfite waste liquor and of the pentose containing slope by the way of yeast production 115

Str.
Page

15. S. Smyk i M. Cieniała: Wpływ ścieków przemysłu chemicznego (azotowego) i energetycznego (elektrociepłownia) na stan mikrobiologiczny wód rzek górskich
Der Einfluss von Abwässern der chemischen (Stickstoff) und energetischen (Thermo-Kraftwerk) Industrie auf den mikrobiologischen Bestand in Gebirgsgewässern 125
16. B. Smyk i E. Różycki: Charakterystyka mikrobiologiczna, hydrobiologiczna i chemiczna wód rzek górskich przeznaczonych dla celów rolniczych
Die mikrobiologische, hydrobiologische und chemische Charakteristik von für landwirtschaftliche Zwecke bestimmten Gebirgsgewässern 129
17. B. Smyk, Z. Kajetanowicz i A. Urbaniak: Próby określania zdolności samooczyszczania rzek w oparciu o metodę statystyczną
Versuche zur Feststellung der Selbstreinigungsfähigkeit von Gewässern nach der statistischen Methode 131

Dyskusja — Discussion

J. Karaskiewicz — Kraków
K. Bassalik — Warszawa
Z. Rudolf — Warszawa

Referaty przeglądowe — Reviews

18. K. Kluczycki: Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków
Biological purification of the sewage 135

Doniesienia — Research papers

19. A. Kintzel: Zastosowanie osadu czynnego do oczyszczania ścieków z drożdżowni i krochmalni
Application of activated sludge to purification of process-water of potato starch factory and of waste liquor from yeast factory 145
20. J. Gańczarczyk: Próby ustalenia właściwej metodyki badań laboratoryjnych nad oczyszczaniem ścieków przemysłowych metodą osadu czynnego
An attempt to select suitable laboratory methods for the exmination of usefulness of activated sludge treatment of industrial wastes 151
21. J. Gańczarczyk: Badania nad beztlenowym rozkładem kwasów ligninosulfonowych
Preliminary studies on anaerobic decomposition of lignosulfonic acids . 157
22. K. Kluczycki: Wykorzystanie swoistych biocenoz z fenolowych ścieków przemysłowych do ich biologicznego oczyszczania
Application of specific microflora isolated from phenol containing sewage for its purification 165
23. H. Nadziakiewicz i J. Warzywoda: Usuwanie siarczanów z wód ściekowych przemysłu włókien sztucznych wiskozowych na drodze biologicznej redukcji
The removal of sulphates by biological process from sewage from synthetic fibers factory 169
24. R. Thom, J. Głowacki i W. Srzednicka: Oczyszczanie ścieków mleczarskich metodą osadu czynnego
Reinigung von Molkereiabwässern mit Belebtschlamm 175

Str.
Page

25. S. Kołaczkowski, J. Kowalczyk i Z. Żukowski: Chlorowanie ścieków w sanatoriach przeciwgruźliczych. Cz. I. Zależność przeżywalności prątków od stężenia chloru i czasu jego działania
Desinfection of sewage polluted by tubercle bacilli with chlorine. I . . 181

26. K. Skalski: Czynniki wpływające na procesy biologiczne istotne dla oczyszczania ścieków cukrowniczych w stawach biologicznie czynnych
Some changes in external conditions influencing upon the process of purification of sewage from sugar-mill 185

Dyskusja — Discussion

J. Sobieszczański — Wrocław
Z. Rudolf — Warszawa
T. Kalusiński — Łódź
P. Biernacka — Gdynia
J. Rybiński — Gdańsk
J. Boćko — Wrocław
W. Dożańska — Warszawa
H. Nadziakiewicz — Łódź
J. Karaskiewicz — Kraków
J. Gańczarczyk — Gliwice
C. Leszczyński — Łódź
P. Nowakowski — Warszawa
K. Kluczycki — Gliwice
A. Kintzel — Warszawa

Zakończenie — Conclusion

J. Paluch — Gliwice

WYKAZ PRAC WYGŁOSZONYCH NA KONFERENCJI PT. „MIKROBIOLOGIA ŚCIEKÓW I WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZANIECZYSZCZONYCH ŚCIEKAMI", DRUKOWANYCH W INNYCH CZASOPISMACH NAUKOWYCH
PAPERS READ DURING SYMPOSIUM AND PUBLISHED IN OTHER JOURNALS

1. Z. Buczowska: Wykrywanie bakterii *Salmonella* w wodzie. Isolation of *Salmonella* from water. *Biul. Inst. Med. Morsk.* (Gdańsk).
2. Z. Buczowska, Z. Kubanek i A. Taylor: Oznaczenie wskaźnika *coli* w wodzie metodą filtracyjną. Examination of colititer in water by filtration method. *Biul. Inst. Med. Morsk.* (Gdańsk).
3. Z. Buczowska i K. Jungery: Modyfikacje bakteriologicznych podłoży w sanitarnym badaniu wody. Some modifications of nutrient media for sanitary examination of water. *Biul. Inst. Med. Morsk.* (Gdańsk).
4. A. Luchterowa: Próba zastosowania metody biologicznej do oczyszczania ścieków krezolowych. Application of biological method to purification of cresol containing sewage. *Nafta*, 1958 : 4.
5. J. Piasecka: Wzajemne antagonistyczne działanie szczepów grupy *coli* wyizolowanych z wody. Stosunek aktywnych szczepów do rodzaju *Salmonella*. Mutual antagonistic influence of *Escherichia coli* strains isolated from water. Effect of antagonistic strains on *Salmonella*. *Biul. Inst. Med. Morsk.* (Gdańsk).
6. L. Snaglewska: Oczyszczanie wywaru po fermentacji acetonowo-butanolowej w drodze fermentacji beztlenowej. *Acta Microbiol. Polon.*, 5: 235.
7. T. Wolski: Fermentacja beztlenowa ścieków z drożdżowni. Anaerobic fermentation of waste liquor from yeast factory. *Prace Instyt. Laborat. Badaw. Przem. Roln. Spoż.*, 1956, 6: 2.
8. T. Wolski: Oczyszczanie ścieków z browaru i drożdżowni na złożach zraszanych. Purification of sewage from brewery and yeast factory. *Prace Inst. Laborat. Badaw. Przem. Roln. Spoż.* 1956, 6: 2.
9. S. Ziemińska: Porównawcze badania nad występowaniem bakterii grupy *coli* i enterokoków w wodzie powierzchniowej. Comparative researches on bacteria from *E. coli* group and enterococci in surface waters. *Rocznik PZH*, 1957, 3.

Warunki prenumeraty

Cena w prenumeracie zł 100 rocznie, zł 50 półrocznie. Zamówienia i wpłaty przyjmują:

1. Przedsiębiorstwo Upowszechnienia Prasy i Książki „Ruch", Wrocław, ul. Oławska 10/11, konto PKO nr 8-6-13768.

2. Urzędy pocztowe.

Prenumerata ze zleceniem wysyłki za granicę — 40% drożej. Zamówienia dla zagranicy przyjmuje Przedsiębiorstwo Kolportażu Wydawnictw Zagranicznych „Ruch", Warszawa, ul. Wilcza 46, konto PKO nr 1-6-100024. Bieżące numery do nabycia w księgarniach naukowych „Domu Książki" i we Wzorcowni PWN, Warszawa, ul. Miodowa 10.

Informacji w sprawie sprzedaży egzemplarzy z poprzednich lat udziela Centrala Kolportażu „Ruch", Sprzedaż Prasy Zdeaktualizowanej, Warszawa, ul. Srebrna 12, oraz Wzorcownia PWN, Warszawa, ul. Miodowa 10.

Placówki „Ruchu"

Warszawa, ul. Nowopiękna 3
Warszawa, ul. Nowy Świat 72, Pałac Staszica
Warszawa, ul. Wiejska 14
Białystok, ul. Lipowa 1
Bielsko-Biała, ul. Lenina 7, kiosk nr 1
Bydgoszcz, ul. Armii Czerwonej 2
Bytom, Pl. Kościuszki, sklep nr 39
Chorzów, ul. Wolności 54
Ciechocinek, kiosk nr 4, „Pod Grzybkiem"
Częstochowa, II Aleja 26
Gdańsk, ul. Długa 33/34
Gdynia, ul. Świętojańska 27
Gliwice, ul. Zwycięstwa 47
Gniezno, ul. Mieczysława 31
Grudziądz, ul. Mickiewicza, sklep nr 5
Inowrocław, ul. Marchlewskiego 3
Jelenia Góra, ul. 1 Maja 1
Kalisz, ul. Śródmiejska 3
Katowice Zach., ul. 3 Maja 28
Kielce, ul. Sienkiewicza 22
Koszalin, ul. Zwycięstwa 38
Kraków, Rynek Główny 32
Krynica, Stary Dom Zdrojowy
Lublin, ul. Krakowskie Przedmieście 29
Łódź, ul. Piotrkowska 200
Nowy Sącz, ul. Jagiellońska 10
Olsztyn, pl. Wolności (kiosk)
Opole, Rynek, sklep nr 76
Ostrów Wlkp., ul. Partyzancka 1
Płock, ul. Tumska, kiosk nr 270
Poznań, ul. Dzierżyńskiego 1
Poznań, ul. Głogowska 66
Poznań, ul. 27 Grudnia 4
Przemyśl, pl. Konstytucji 9
Radom, ul. Moniuszki 5
Rzeszów, ul. Kościuszki 5
Sopot, ul. Monte Cassino 32
Sosnowiec, ul. Czerwonego Zagłębia, kiosk nr 18 (obok dworca)
Szczecin, Al. Piastów — róg Jagiellońskiej
Toruń, Rynek Staromiejski 9
Wałbrzych, ul. Wysockiego, obok Placu Grunwaldzkiego
Włocławek, Pl. Wolności, róg ul. 3 Maja
Wrocław, Pl. Kościuszki, kiosk nr 9
Zabrze, Pl. 24 Stycznia, kiosk nr 50
Zakopane, ul. Krupówki 51
Zielona Góra, ul. Świerczewskiego 38

Księgarnie naukowe „Domu Książki"

Warszawa, Krakowskie Przedmieście 7
Kraków, ul. Podwale 6
Łódź, ul. Piotrkowska 102a
Poznań, ul. Armii Czerwonej 69
Wrocław, Rynek 60

Cena zł 50.—